

Doktori (Ph.D) értekezés



Vizes élőhelyek madárvonulás hatására bekövetkező
tápanyagáramlás-változásának elemzése

Készítette:
Tóth Piroska

DOI:10.18136/PE.2025.923

Témavezetők:
Dr. habil. Domokos Endre Gábor
Egyetemi docens
Dr. Kovács Zsófia
Tudományos munkatárs

Pannon Egyetem
Vegyészmérnöki- és Anyagtudományok Doktori Iskola

2025

Az értekezés doktori (PhD) fokozat elnyerése érdekében készült a Pannon Egyetem
Vegyésszmérnöki- és Anyagtudományok Doktori Iskolája keretében

bio-, környezet- és vegyésszmérnöki tudományok tudományágban

Írta: Tóth Piroska

Témavezetői:
Dr. Domokos Endre Gábor
Dr. Kovács Zsófia

Elfogadásra javaslom (igen / nem)

.....
Dr. Domokos Endre Gábor

Elfogadásra javaslom (igen / nem)

.....
Dr. Kovács Zsófia

Az értekezést bírálóként elfogadásra javaslom:

Bíráló neve: igen /nem

.....
(bíráló)

Bíráló neve: igen /nem

.....
(bíráló)

A jelölt az értekezés nyilvános vitáján%-ot ért el.

Veszprém,

.....
(a Bíráló Bizottság elnöke)

A doktori (PhD) oklevél minősítése.....

Veszprém,

.....
(az EDHT elnöke)

“Minden probléma, amelyet valakinek sikerült megoldani, már megoldása pillanatában újabb problémákat szül.”

Konrad Lorenz

Tartalmi összefoglaló

A tiszta víz az egyik legértékesebb erőforrás a környezet és az emberiség életminőségének szempontjából. Ezt az erőforrást azonban számos tényező veszélyezteti, beleértve a természeti környezet változásait és az antropogén hatásokat. Ezért rendkívül fontos, hogy folyamatosan és pontosan nyomon kövessük a vízminőség változásait. Az optimális időbeli felbontás és pontosság elérése érdekében szükség van olyan technológiákra, amelyek lehetővé teszik mind a gyors lefolyású problémák azonnali kezelését, mind a hosszú távú tendenciák felismerését. Elengedhetetlen, hogy meg tudjuk különböztetni a természetes, ciklikus folyamatokat a rendkívüli eseményektől és az emberi tevékenység hatásaitól. A jelenleg alkalmazott havi vagy több hetes periodikus mintavételen és laboratóriumi méréseken alapuló vízminőség-ellenőrzés nem képesek megfelelően teljesíteni ezeket az igényeket. Ezért érdemes megvizsgálni, hogyan támogathatják a valós idejű szenzorok és távérzékelési adatok gépi tanulású elemzése a vízminőség megőrzését és javítását.

Kutatásomban a környezeti terhelések térbeli ábrázolására összpontosítottam, különös figyelmet fordítva a vízfolyások és vizes élőhelyek állapotára, valamint a vízimadár-állomány változásaira a madárvonulási időszakban és ezek összefüggéseire. Vizsgáltam az éghajlati szélsőségek vízminőségre gyakorolt hatását távérzékelési adatok elemzésével. Valós idejű vízminőség-monitoring rendszert telepítettem és adaptáltam, amelynél a műszerek stabilitását, egyszerű kezelhetőségét és karbantartását is figyelembe vettem. Az így nyert vízkémiai adatokat, valamint a laboratóriumi méréseket vettem össze a vízminőségi mutatók pontosabb meghatározása érdekében.

A kutatás részeként elemeztem a Szűnyogszéki tavak több mint 10 éves vízminőségi adatsorait, monitoroztam a vonuló vízimadarakat, meghatároztam területspecifikus szennyezési profilokat, és kiválasztottam az indikátor madárcsoportosulásokat. A vizes élőhelyek vízminőségének vizsgálatára összpontosítottam, főként a Víz Keretirányelv és a kapcsolódó jogszabályok által meghatározott vízkémiai paraméterekből számított mutatók adaptálására.

Kutatásom rávilágított, hogy a jelenlegi iránymutatók figyelmen kívül hagyják a vízminőség évszakos ingadozásait, amelyek gyakran természetes jelenségekkel, például a vízimadarak vonulási időszakaival esnek egybe. Az erdélyi Homoród patak Szűnyogszék (Dumbrăvița) szakaszán gyűjtött adatok alapján főkomponens-elemzéssel

és főkomponens-regresszióval vizsgáltam a vonuló vízimadár-közösségek jelenléte és a vízminőségi mutatók közötti összefüggéseket.

Az elemzések azt mutatják, hogy a vízimadarak indikátorai a tápanyagok változásainak és eloszlásának. Az egyes madárfajok jelenléte és egyedszáma összefüggést mutat a tavak tápanyagszintjével, főként a foszfor és nitrogén koncentrációkkal. A madarak által biztosított tápanyagbevitel ugyan hozzájárul a tavak tápanyagkörforgásához, de elsődlegesen az emelkedett táplálékszintek vonzzák őket a vonulási időszakokban.

A kidolgozott PCR vízminőség-előrejelző modell pontosan jelezte előre a megfigyelt régió vízminőségi indexét. Az elemzés során a módszer 0,81-es R^2 értéket és 0,17-es átlagos négyzetes előrejelzési hibát mutatott.

A kutatásom második szakaszában a vízminőség becslésére egy autoregresszív integrált mozgóátlag (ARIMA) modellt dolgoztam ki, amely a folyóvizek vízminőségének előrejelzésére szolgáló idősoros regressziós modellként funkcionál. Az ARIMA és az ARMA modellek hatékony eszközöknek bizonyultak az adathalmazok komplex lineáris és nem lineáris kapcsolatainak feltárásában. A modellek kidolgozásához szükséges adatokat a Kis-Balaton Vízügyi Rendszer (KBVR) és a Szúnyogszéken (Dumbrăvița) telepített, mobil valós idejű monitoring állomások szolgáltatták. Mindkét helyszín nemzetközi fontosságú vizes élőhely a Ramsar-egyezmény keretében. A kutatás célja az általános alkalmazhatóság, a pontosság, valamint az adateltérések (például hiányzó adatok és kiugró értékek) kezelésének fejlesztése volt. Az így kifejlesztett és adaptált módszer hozzájárulhat a vízminőség hatékony ellenőrzéséhez olyan vizes élőhelyek között, amelyek földrajzilag távol esnek egymástól, ugyanakkor ökológiai szempontból szoros kapcsolatban állnak. Ezzel lehetőség nyílik az ökológiai kapcsolatok mélyebb megértésére, továbbá a módszer támogatja a döntéshozatalt, valamint a váratlan eseményekre adott gyors és hatékony válaszlépések megvalósítását.

Kulcsszavak: vízminőség-értékelés, klímaváltozás, Principal Component Regression (PCR), tápanyagterhelés, vízminőségi index WQI, madárvonulás, ARIMA modell, távérzékelés, NDVI

Abstract

Clean water is one of the most valuable resources for maintaining the quality of life for both the environment and the population. However, this resource is threatened by numerous factors, including changes in the natural environment and anthropogenic impacts. Therefore, it is crucial to continuously and accurately monitor changes in water quality. To achieve optimal temporal resolution and accuracy, technologies are needed that allow both the immediate management of rapid problems and the identification of long-term trends. Furthermore, it is essential to distinguish between natural, cyclical processes and extraordinary events, as well as the impacts of human activities. The current techniques, based on monthly or multi-week periodic sampling and laboratory measurements, are not adequately meeting these needs. Therefore, it is important to explore the possibility that how modern technologies based on online sensors and remote sensing, along with the machine learning evaluation of the large volume of data they provide, can support activities aimed at maintaining and improving water quality.

In my doctoral thesis, I focused on the spatial visualization of environmental pressures, particularly examining the ecological condition of watercourses and wetlands, as well as changes in waterbird populations during the bird migration season. I also investigated the impact of extreme weather events on changes in water quality. For this purpose, I installed, adapted, and operated an automated continuous monitoring system, taking into consideration the stability and ease of operation and maintenance of the instruments. I compared the resulting water chemistry values with laboratory measurements for greater accuracy and to define water quality indicators.

During my work, I have been involved in the processing of water quality databases of the Szúnyogszék (Dumbrăvița) Lakes covering more than 10 years of data, monitoring of migratory waterbirds, determination of site-specific pollution profiles and selection of indicator bird assemblages. I focused on assessing the water quality of wetland habitats, with particular attention to the adaptation of water quality indicators estimated from water chemistry parameters as defined by the Water Framework Directive and relevant legislation.

My research highlighted that the current regulatory guidelines do not sufficiently account for the seasonal fluctuations in water quality, which often coincide with natural phenomena such as the migration periods of waterfowl. Based on data collected in the

Dumbrăvița section of the Homoród stream, principal component analysis and principal component regression were used to investigate the relationship between the presence of migratory waterbird communities and water quality indicators.

The analyses indicate that waterbirds are indicators of nutrient changes and distribution. The presence and population size of specific bird species show a strong correlation with the nutrient levels of the water, particularly with phosphorus and nitrogen concentrations. While the nutrient input provided by the birds contributes to the nutrient cycling in the lakes, it is primarily the elevated forage levels that attract them during migration periods.

The PCR water quality prediction model generated accurately predicted the water quality index of the observed region. In the analysis, the method showed an R^2 value of 0.81 and a mean squared prediction error of 0.17.

In the second phase of my research, I implemented an autoregressive integrated moving average (ARIMA) model for water quality estimation, serving as a time-series regression model to predict river water quality. This model has proven to be an effective tool for exploring complex linear and non-linear relationships within datasets. Data for the implementation of these time-series regression models were provided by mobile real-time monitoring stations deployed at the Kis-Balaton Water Protection System (KBWPS) and the Szúnyogszék (Dumbrăvița) wetland. The research in this phase focused on general applicability, accuracy, and the ability of the technique to handle data irregularities, such as missing data and outliers. The method developed and adapted during the research is well-suited for facilitating the effective water quality monitoring across geographically distant, but ecologically tightly connected Ramsar wetland sites. This enables a deeper understanding of ecological connections and interactions, moreover, it can support decision-making processes and provide a basis for quick and effective responses to unexpected events.

Keywords: water quality assessment, climate change, Principal Component Regression (PCR), nutrient loading, water quality index WQI, bird migration, ARIMA model, NDVI

Rezumat

Apa curată este una dintre cele mai valoroase resurse pentru menținerea calității vieții mediului și populației. Această resursă este însă amenințată de numeroși factori, inclusiv schimbările în mediul natural și impactul antropic. De aceea, este extrem de important să monitorizăm continuu și precis schimbările în calitatea apei. Pentru a atinge o rezoluție temporală și o precizie optimă, sunt necesare tehnologii care permit atât gestionarea imediată a problemelor de scurtă durată, cât și identificarea tendințelor pe termen lung. În plus, este esențial să putem distinge între procesele naturale, ciclice și evenimentele extraordinare și efectele activităților umane.

Tehnicile actuale, bazate pe eșantionarea periodică lunară sau de câteva săptămâni și măsurătorile de laborator, nu sunt capabile să răspundă adecvat acestor nevoi. Prin urmare, este important să evaluăm posibilitatea ca tehnologiile moderne, bazate pe senzori online și teledetecție, precum și evaluarea prin machine learning a volumului mare de date furnizate de acestea, să poată susține în mod eficient activitățile de menținere și îmbunătățire a calității apei.

În cadrul tezei mele de doctorat, m-am axat pe reprezentarea spațială a presiunilor asupra mediului, acordând o atenție deosebită stării ecologice a cursurilor de apă și a zonelor umede, precum și schimbărilor în populațiile de păsări acvatice în timpul sezonului de migrație. De asemenea, am investigat impactul extremelor climatice asupra calității apei prin analiza datelor de teledetecție. În acest scop, am instalat, adaptat și operat un sistem automatizat de monitorizare continuă, luând în considerare stabilitatea și ușurința de operare și întreținere a instrumentelor. Am comparat valorile rezultate ale compoziției chimică a apei cu măsurătorile de laborator pentru o mai mare precizie și pentru a defini indicatori ai calității apei.

Pe parcursul activității mele, am fost implicat în prelucrarea bazelor de date privind calitatea apei, care acoperă mai mult de 10 ani de date, monitorizarea păsărilor de apă migratoare, determinarea profilurilor de poluare specifice locului și selectarea ansamblurilor de păsări indicatoare, precum și investigarea efectelor poluării antropice și ale schimbărilor climatice.

Am elaborat o evaluare a calității apei pe cursurile de apă montane și zonele umede, acordând o atenție deosebită adaptării indicatorilor de calitate a apei estimați pe baza parametrilor chimici definiți în Directiva Cadru a Apei și în legislația relevantă.

Cercetarea mea a evidențiat faptul că orientările actuale ale legislației nu iau în considerare în mod suficient fluctuațiile sezoniere ale calității apei, care adesea coincid cu fenomene naturale precum perioadele de migrație ale păsărilor acvatice. Pe baza datelor colectate pe parcursul a patru ani în secțiunea Dumbrăvița a pârâului Homoród din Transilvania, analiza componentelor principale și regresia componentelor principale au fost utilizate pentru a investiga relația dintre prezența comunităților de păsări de apă migratoare și indicatorii de calitate a apei. Rezultatele arată că păsările acvatice sunt indicatori ai schimbărilor și distribuției nutrienților. Prezența și numărul indivizilor anumitor specii de păsări prezintă o corelație strânsă cu nivelurile de nutrienți din apă, în special cu concentrațiile de fosfor și azot. Deși aportul de nutrienți asigurat de păsări contribuie la ciclul nutrienților din lacuri, nivelurile ridicate de hrană sunt cele care atrag păsările în timpul perioadelor de migrație. Modelul PCR de predicție a calității apei generat a prezis cu exactitate indicele de calitate al apei din regiunea observată. În cadrul analizei, metoda a prezentat o valoare R^2 de 0,81 și o eroare medie pătratică de predicție de 0,17.

În faza finală a cercetării mele, am dezvoltat un model ARIMA cu medie mobilă integrată autoregresivă pentru estimarea calității apei, care este un model de autoregresie în serii temporale pentru prezicerea calității apei din râuri. Media mobilă integrată autoregresivă (ARIMA) s-a dovedit a fi un instrument eficient pentru explorarea relațiilor complexe liniare și neliniare în seturile de date. Stația mobilă de monitorizare în timp real amplasată în zona umedă a Sistemului de Protecție a apei Kis-Balaton (KBWPS) și Dumbrăvița (Szúnyogszék) a furnizat datele necesare pentru elaborarea modelelor de autoregresie în serii temporale pentru estimarea calității apei. În acest caz, cercetarea se concentrează pe aplicabilitatea generală, acuratețea și capacitatea tehnicilor de gestionare a neregularităților datelor (date lipsă, date outliers).

Metoda dezvoltată de mine și adaptată în cadrul acestei cercetări poate fi utilizată pentru a facilita gestionarea eficientă a calității apei între situri umede Ramsar situate la distanțe geografice mari, oferind astfel posibilitatea de a înțelege mai bine conexiunile și interacțiunile ecologice poate sprijini luarea deciziilor și poate asigura implementarea unor răspunsuri rapide și eficiente la evenimente neprevăzute.

Cuvinte-cheie: evaluarea calității apei, schimbări climatice, regresie în componente principale (PCR), poluarea apei cu nutrienți, indicele calității apei WQI, migrația păsărilor, model ARIMA, NDVI

Tartalomjegyzék

Rövidítésjegyzék	11
Ábrajegyzék.....	12
Táblázatjegyzék	15
1 Bevezetés és célkitűzés	16
2 Szakirodalmi áttekintés	19
2.1 A tápanyagok hatása a vízminőségre	19
2.2 A felszíni vizek monitoringja és állapotminősítése a Víz Keretirányelv tükrében .	20
2.2.1 Vízminőségi határértékek	23
2.2.2 Felszíni vizek indikátor paramétereinek jelentősége	25
2.2.3 A vízi ökoszisztémák oxigénháztartása és klímaváltozás hatásai	27
2.2.4 Felszíni vizek monitoring programja	31
2.2.5 Természetvédelmi monitoring.....	35
2.3 A vizes élőhelyek nemzetközi helyzete	36
2.3.1 Vizes élőhelyek és a természetvédelmi irányelvek szerepe.....	38
2.3.2 A vízmadár-monitorozás jelentősége és az indikátorfajok szerepe	40
2.4 A vízmadarak szerepe az anyagforgalomban	42
2.4.1 Gild-modellek és funkcionális madárcsoportok szerepe	43
2.5 Vízminőségi mutatók alkalmazási lehetőségei	44
2.5.1 Vízminőségi paraméterkészlet kiválasztása	46
2.5.2 A vízminőségi paraméterkészlet csökkentésének módszerei	46
2.6 Főkomponens-analízis - PCA (Principal Components Analysis).....	47
2.6.1 A PCA alkalmazása Vízminőségi Index (WQI) elemzésére.....	47
2.6.2 Főkomponens-regresszió (PCR - Principal Component Regression):.....	47
2.6.3 Adathalmazok a PCA és PCR alkalmazásával.....	47
2.7 A távérzékelés lehetőségei a vizes élőhelyek állapotfelmérésében	51
2.7.1 Normalizált differenciált vegetációs index (NDVI)	51
2.7.2 Felszíni hőmérséklet (LST).....	52
2.8 Vízminőség modellek csoportosítása	54
2.8.1 Mechanisztikus modellek.....	54
2.8.2 Empirikus modellek.....	54
3 Anyag és módszer.....	56
3.1 A kutatási területek bemutatása	56
3.1.1 A Szűnyogszéki vizes élőhely bemutatása.....	56
3.1.2 Kis-Balaton Vízvédelmi Rendszer (KBVR) bemutatása	58
3.2 Madárszámlálás módszertana	59
3.3 Kutatási területen végzett monitoring tevékenységek.....	60
3.3.1 Eseti víz mintavételek a Homoród patakon	60
3.3.2 Folyamatos moduláris online vízminőség monitoring állomások alkalmazása.....	60
3.4 Laboratóriumi vízkémiai mérések.....	64
3.5 Alkalmazott vízminőség-értékelési módszerek.....	65

3.5.1	WQI – Water Quality Index	65
3.5.2	Előrejelző modellek – ARMA, ARIMA.....	67
3.5.3	Távérzékelés és GIS-alapú megközelítés a vizes élőhelyek dinamikájának vizsgálatában .	70
4	<i>Eredmények.....</i>	71
4.1	A Szúnyogszék vizes élőhely (Homoród patak) vízminőségének elemzése.....	72
4.1.1	A vízminőség paramétereinek elemzése (2016-2019).....	74
4.1.2	A vízminőségi paraméterek PCA analízise (2016-2020).....	75
4.2	A Szúnyogszéki vízmadárállomány jelenléte és a vízminőség változás közötti összefüggés vizsgálata.....	80
4.2.1	A PCA és PCR módszerek eredményeinek összefoglalása.....	89
4.3	A szúnyogszéki vízmadarak ökológiai szerepe a tápanyagforgalomban	92
4.3.1	Vízminőségi paraméterek és guildok kapcsolata	95
4.3.2	A főkomponensek elemzése és klaszterezés	97
4.4	Idősoros elemzések a vízminőség előrejelzéséhez	101
4.4.1	ARIMA és ARMA modellek alkalmazása.....	101
4.5	A Kis-Balaton Vízügyi Rendszer valós idejű monitoring adatainak feldolgozása és az előrejelzési modellek alkalmazása.....	102
4.5.1	Az ARIMA modellek alkalmazása előrejelzésre: az oldott oxigénkoncentráció és a telítettség példáján keresztül.....	106
4.5.2	KBVR vízminőség előrejelzésére kidolgozott modellek eredményei	114
4.6	A Szúnyogszéki vizes élőhely valós idejű monitoring adatainak feldolgozása és az előrejelzési modellek alkalmazása	116
4.6.1	Előrejelzési modell a Homoród patak szúnyogszéki szakaszára	128
4.6.2	Az ARMA modell alkalmazása előrejelzésre a Homoród patak szúnyogszéki kifolyási pontjánál	133
4.7	A vizes élőhelyek vízminőség előrejelzéséhez kidolgozott idősoros regressziós modellek alkalmazásának értékelése.....	137
4.8	Földrajzi információs rendszerek (GIS) és távérzékelés alkalmazása a Szúnyogszéki vizes élőhely példáján	138
4.8.1	A felszíni hőmérséklet (LST) időbeli változásainak elemzése (2021.08-2022.06) a Szúnyogszéki vizes élőhelyen	138
4.9	Az NDVI időbeli változásainak elemzése a Szúnyogszéki vizes élőhelyen.....	140
4.9.1	Az NDVI átlagértékeinek fluktuációja Szúnyogszéki tórendszerre (2021.08-2022.06)	146
4.9.2	Az NDVI értékek előrejelzéséhez alkalmazott ARIMA módszer az E4 tóra vonatkozóan	152
4.10	Az NDVI értékek és a trendelőrejelzés értékelése a Szúnyogszéki vizes élőhelyre	163
5	<i>Diszkusszió</i>	165
	<i>Irodalomjegyzék</i>	167
	<i>Új tudományos eredmények, tézisek</i>	184
	<i>Theses.....</i>	187
	<i>Publikációk</i>	190
6	<i>Mellékletek</i>	195
6.1	A PCA elemzés eredménye: 12 vízmadárfaj jellemzése	195
6.2	A Szúnyogszéki tavak vízminőségét befolyásoló szennyező anyagok.....	213

Rövidítésjegyzék

ACF: Autokorrelációs függvény

AIC: Akaike információs kritérium

ARIMA: Integrált autoregresszív mozgóátlag

ARMA: Autoregresszív mozgóátlag

BOD₅: Biokémiai oxigénigény 5 nap alatt

COD_{Cr}: Dikromátos kémiai oxigénigény

COD_{Mn}: Kálium-permanganátos kémiai oxigénigény

DO: Oldott oxigén (dissolved oxygen)

EQR: Ökológiai minőségi arány

FR: Fix Rezidu, rögzített maradék

GIS: Földrajzi információs rendszer (Geographic Information System)

IDW: Inverz távolság súlyozás (Inverse Distance Weighting)

KBWPS: Kis-Balaton Water Protection System, Kis-Balaton Vízvédelmi Rendszer (KBVR),

lag: Késleltetés

MSPE: Középnégyzetes predikációs hiba (Mean Squared Prediction Error)

NbS: Természetalapú megoldások (Nature-based Solutions)

NDVI: Normalizált differenciált vegetációs index

PCA: Főkomponens-analízis

PCR: Főkomponens-regresszió

pH: Hidrogénion-koncentráció mértéke:

SDG: Fenntartható fejlődési célok (Sustainable Development Goals)

TDS: Összes oldott anyag (Total Dissolved Solids)

TN: Összes nitrogén

TOC: Teljes szerves széntartalom

TP: Összes foszfor

TSS: Teljes lebegőanyag-tartalom (Total Suspended Solids)

VKI: Víz Keretirányelv

WQI: vízminőségi index (Water Quality Index)

Ábrajegyzék

1. ábra: A nitrát és nitrát-N koncentráció alakulása az európai folyókban és talajvizekben (1992–2021). Szerk: Tóth Piroska forrás: [30].....	22
2. ábra: Biológiai oxigén igény (BOD) koncentráció változása és a VKI határérték az európai folyókban (1992-2021) szerk: Tóth Piroska, forrás: [71].....	28
3. ábra: Az oldott oxigénkoncentráció változása különböző hőmérsékleteken, valamint a koncentrációkhoz tartozó biológiai hatások.....	29
4. ábra: Vízmanitoring rendszer Szerk: Tóth Piroska, forrás: [90]	35
5. ábra: Európai Unió felszíni vizeire nehezedő főbb nyomások 2023-ban (szerkesztette: Tóth Piroska, forrás: [112])	38
6. ábra: Ramsar területek Magyarországon és Romániában, [24]	39
7. ábra: A Szűnyogszéki vizes élőhely (Dumbrăvița)	57
8. ábra: Kis-Balaton Vízvédelmi Rendszer (KBVR) áttekintő térképe, [194].....	59
9. ábra: Vizsgálati terület és mintavételi pontok.....	60
10. ábra: A Homoród patak Szűnyogszéki tavak kifolyási pontjához telepített folyamatos vízminőség monitoring állomás.....	63
11. ábra: A Kis-Balaton Vízvédelmi Rendszeren található moduláris folyamatos monitoring állomások .	64
12. ábra: A vízminőségi osztályozás a WQI szerint	66
13. ábra: A WQI értékek területi eloszlása a Szűnyogszéki tavakon és változásai 2020 szeptember és december hónapokban	72
14. ábra: A TN (mg/l N) és TP (mg/l P) koncentráció értékek változása a szűnyogszéki kifolyónál és a határértékek, [89].....	73
15. ábra: A TN és TP trend 2021 szeptember és 2022 június közt a Homoród patak szűnyogszéki kifolyónál	74
16. ábra: Havi WQI-értékek a kifolyónál (a Homoród-patak Szűnyogszék szakasza, 2016-2019).....	75
17. ábra A vízminőségi paraméterek PCA-analízise (a Homoród-patak Szűnyogszék szakaszán, 2016-2020).....	77
18. ábra: A kiugró adatok eloszlása hónapok szerint különböző konfidencia szintek esetén (a Homoród patak Szűnyogszék szakasza, 2016-2020)	79
19. ábra: A Szűnyogszéknél megfigyelt összes madárszám és a Homoród-patak kilépési pontjánál a vízimadarak tápanyaghozzájárulása (TN és TP).....	80
20. ábra: A Homoród patak Szűnyogszék szakaszán jelenlévő legjelentősebb madárfaj havi egyedszám változása.....	82
21. ábra: A TN (mg/l) és a TP (mg/l) koncentráció alakulása 2019 márciusában 1520 vízimadással a Homoród-patak Szűnyogszék szakaszán	83
22. ábra A vízkémiai paraméterek és a madáradatok PCA-analízise (a Homoród-patak Szűnyogszék szakasza, 2016-2020).....	85
23. ábra A standardizált madárfajok száma a kiugró mintákban.....	87
24. ábra A víz standardizált kémiai paraméterei a kiugró mintákban.....	88
25. ábra (a.) A madárszámon alapuló WQI becslésére szolgáló képzési adathalmaz b.) A madárszámon alapuló WQI előrejelzésére szolgáló validálási adathalmaz	89
26. ábra: Vízimadarak jelenléte a Szűnyogszék-i tavakon 2020 szeptemberében és napi tápanyag hozzájárulásuk N g/faj/nap és P g/faj/nap.....	94
27. ábra: A vízimadarak számának gild-ek szerinti megoszlása a Szűnyogszéki tavaknál 2016 és 2022 között végzett madármegfigyelések alapján.....	95
28. ábra: Spearman-korreláció (2016–2022) a víz fizikai- kémiai paraméterei, valamint a guildek kapcsolata között.....	96
29. ábra: A főkomponensek kumulált varianciája a Szűnyogszéki vizes élőhelyen vizsgált vízkémiai változói és a vízimadarak gildcsoportjai alapján (2016–2022).....	97
30. ábra: A változók súlyának eloszlása az első két főkomponens terében a Szűnyogszéki vizes élőhely vízkémiai paraméterei és vízimadarak guildcsoportjai alapján (2016–2022)	98
31. ábra: A változók klaszterezése az első két főkomponens terében a Szűnyogszéki vizes élőhely vízkémiai paraméterei és vízimadarak gildcsoportjai alapján (2016–2022)	99
32. ábra: A guildek havi megoszlása a Szűnyogszéki vizes élőhelyen (2016–2022).....	100

33. ábra. A víz hőmérséklet változása a vizsgált időszakban	102
34. ábra. Az oldott oxigénkoncentráció és telítettség változása a vizsgált időszakban	103
35. ábra. A pH érték változása a vizsgált időszakban	103
36. ábra. A redox potenciál változása a vizsgált időszakban	104
37. ábra. A fajlagos elektromos vezetőképesség változása a vizsgált időszakban	104
38. ábra. A zavarosság változása a vizsgált időszakban	105
39. ábra. A vízminőségi paraméterek átlagának és szórásának dobozábrája	106
40. ábra. Az eredeti tesztadatok (balról) és az ACF grafikonja (jobbról)	107
41. ábra. Az AICc értékek (bal) és az MSE értékek (jobb) a különböző modellstruktúrák validációs adatai esetén	108
42. ábra. Az ARMA(9, 3) modell illesztési rezidualis eloszlásának ACF-je (balról) és eloszlása a tréning adatokra (jobbról)	109
43. ábra. Az ARMA(9, 3) modell előrejelzési képességeinek tesztelése a validációs adatkészleten az oldott oxigén telítettség értékei esetében	109
44. ábra. Az ARMA (5,5) modell előrejelzési képességeinek tesztelése a fajlagos elektromos vezetőképesség értékek validálási adathalmazán	111
45. ARMA (9,8) modell előrejelzési képességei a pH-értékek validálási adathalmazán tesztelve	112
46. ábra. ARIMA (6,1,7) modell előrejelzési képességei a redox-potenciál értékek validálási adathalmazán tesztelve	112
47. ábra. ARMA (5,7) modell előrejelzési képességei a zavarossági értékek validálási adathalmazán tesztelve	113
48. ábra. A Szűnyogszék vizes élőhelyre telepített online vízminőség monitoring rendszer mérési eredményeinek Pearson-korrelációs mátrixa	116
49. ábra. A hőmérséklet mérési eredményeinek változása a Homoród patak szűnyogszéki szakaszán a vizsgált időszakban (2021. augusztus – 2022. május)	117
50. Az oldott oxigénkoncentráció mérési eredményeinek változása a Homoród patak szűnyogszéki szakaszán a vizsgált időszakban (2021 augusztus – 2022 május)	118
51. ábra. Az oldott oxigén és a víz hőmérséklet szezonális átlagértékei a Homoród patak szűnyogszéki szakaszán a vizsgált időszakban víz hőmérséklet szezonális átlagértékei 2021 augusztusától 2022 májusáig	119
52. ábra. Az oldott oxigéntelítettség mérési eredményeinek változása a Homoród patak szűnyogszéki szakaszán a vizsgált időszakban (2021. augusztus – 2022. május)	119
53. ábra. A pH mérési eredményeinek változása a Homoród patak szűnyogszéki szakaszán a vizsgált időszakban (2021. augusztus – 2022. május)	120
54. ábra. A redox potenciál mérési eredményeinek változása a Homoród patak szűnyogszéki szakaszán a vizsgált időszakban (2021. augusztus – 2022. május)	121
55. A fajlagos elektromos vezetőképesség mérési eredményeinek Homoród patak szűnyogszéki szakaszán a vizsgált időszakban (2021 augusztus – 2022 május)	122
56. ábra. A zavarosság mérési eredményeinek változása a Homoród patak szűnyogszéki szakaszán a vizsgált időszakban (2021 augusztus – 2022 május)	123
57. ábra. Lebegőanyag tartalom mérési eredményeinek változása a Homoród patak szűnyogszéki szakaszán a vizsgált időszakban (2021 augusztus – 2022 május)	123
58. ábra. A simítási paraméter és a hozzá tartozó négyzetes középhiba (Mean Squared Error, MSE) a víz hőmérséklet illesztésére	124
59. ábra. A víz hőmérséklet (°C) alakulása és a hozzá illesztett polinomiális görbe	125
60. ábra. A simítási paraméter és a hozzá tartozó négyzetes középhiba (Mean Squared Error, MSE) a DO koncentráció illesztésére	126
61. ábra. A DO koncentráció alakulása és a hozzá illesztett polinomiális görbe	127
62. ábra. A polinomiális hatványfüggvény illesztése az oldott oxigénkoncentrációra	128
63. ábra. A polinomiális (spline) illesztés a víz hőmérsékletre	129
64. ábra. Víz hőmérséklet gyakorisági eloszlása	129
65. ábra. Az oldott oxigénkoncentráció gyakorisági eloszlása	130
66. ábra. A víz hőmérséklet (°C) és az oldott oxigénkoncentráció (mg/l) kapcsolata	131
67. ábra. Anoxiás időszak valós idejű vízminőség monitoring rendszer adatai a	132
68. ábra. A víz hőmérséklet és az oldott oxigénkoncentráció a szűnyogszéki kifolyónál (Homoród-patak) 2021 szeptember 16 -18 között	132

69. ábra: Az AICc értékek (bal) és az MSE értékek (jobb) a különböző modellstruktúrák validációs adatai esetén.....	133
70. ábra: Az ARMA(9, 3) modell illesztési rezidualis eloszlásának ACF-je (balról) és eloszlása a tréning adatokra (jobbról).....	134
71. ábra: Az ARMA(9, 3) modell előrejelzési képességeinek tesztelése a validációs adatkészleten az oldott oxigénkoncentráció értékei esetében	135
72. ábra: A víz hőmérséklet és az oldott oxigénkoncentráció közötti.....	136
73. ábra: A Szűnyogszéki vizes élőhely felszínhőmérsékleti (Landsat 7, 8)	139
74. ábra: A Szűnyogszéki vizes élőhely tavai és azok jelölései	140
75. ábra: A Szűnyogszéki tavak NDVI átlagértékei 2021 augusztusában	141
76. ábra: A Szűnyogszéki tavak NDVI átlagértékei 2021 szeptemberében.....	141
77. ábra: A Szűnyogszéki tavak NDVI átlagértékei 2021 októberében	142
78. ábra: Az NDVI változásai a Szűnyogszéki tavak esetében 2021 augusztus, szeptember és október folyamán	142
79. ábra: A Szűnyogszéki tavak NDVI átlagértékei 2021 novemberben	144
80. ábra: A Szűnyogszéki tavak NDVI átlagértékei 2021 decemberében.....	144
81. ábra: A Szűnyogszéki tavak NDVI átlagértékei 2022 januárban.....	145
82. ábra: A szűnyogszéki tavak NDVI átlagértékei 2022 márciusában.....	145
83. ábra: A Szűnyogszéki tavak NDVI átlagértékei 2022 áprilisában	146
84. ábra: A Szűnyogszéki tavak NDVI átlagértékei 2022 júniusában.....	146
85. ábra: Az átlag abszolút NDVI eltérés minden tó esetében a Tározóhoz (referencia) képest a 2021-2022 időszakban	148
86. ábra: A Szűnyogszéki víztározó (Reservoir) időbeni NDVI változásai 2021 augusztustól 2022 júniusig	148
87. ábra: Az átlag NDVI értékek változásai a Tározó és az összes vizsgált tó (E4, E5, E6, E8, E9_A, E9_B, E10, E11, E12) esetében, 2021 augusztusától 2022 júniusáig	149
88. ábra: A Szűnyogszéki E8-as tó időbeni NDVI változásai a vizsgált időszakban.....	150
89. ábra: A Szűnyogszéki E4-es tó időbeni NDVI változásai a vizsgált időszakban	151
90. ábra: Az NDVI értékek előrejelzése az E4 tóra vonatkozóan (2022 július-szeptember).....	152
91. Az NDVI alakulása és a hozzá illesztett polinomiális görbe	154
92. ábra: Az E4 tóra előrejelzett átlag NDVI értékek (ARIMA) a 2022.07-09 közötti időszakra.....	154
93. ábra: A Szűnyogszéki E5-ös tó időbeni NDVI változásai a vizsgált időszakban.....	155
94. ábra: A Szűnyogszéki E6-os tó időbeni NDVI változásai a vizsgált időszakban.....	156
95. ábra: A Szűnyogszéki E9_A tó időbeni NDVI változásai a vizsgált időszakban	157
96. ábra: A Szűnyogszéki E9-B tó időbeni NDVI változásai a vizsgált időszakban	158
97. ábra: A Szűnyogszéki E10-es tó időbeni NDVI változásai a vizsgált időszakban.....	159
98. ábra: A Szűnyogszéki E11-es tó időbeni NDVI változásai a vizsgált időszakban.....	160
99. ábra: A Szűnyogszéki E12-es tó időbeni NDVI változásai a vizsgált időszakban.....	161
100. ábra: Dankasirály fiókákkal (<i>Chroicocephalus ridibundus</i>), (Linnaeus 1766), forrás: Tóth Piroska .	196
101. ábra: A dankasirály populációs trendje Európában és É-Amerikában szerk: Tóth P., [236]	196
102. ábra: A nagy lilik (<i>Anser albifrons</i>) Európa-i vonulási útvonalai	198
103. ábra: Nagy lilik (<i>Anser albifrons</i>), fiatal madár. Forrás: Dóczé Kristóf Márk	199
104. ábra: Tőkés réce (<i>Anas platyrhynchos</i>), (Linnaeus, 1758) tojó és hím. Forrás: Tóth Piroska	200
105. ábra: Szárcsa (<i>Fulica atra</i>), (Linnaeus, 1758), táplálkozás közben. Forrás: Tóth Piroska	201
106. ábra: Kárókatona – (<i>Phalacrocorax carbo</i> , P. c. <i>sinensis</i>), (Linnaeus, 1758) Forrás: Tóth Piroska ...	202
107. ábra: Csörgő réce (<i>Anas crecca</i>), (Linnaeus, 1758) hím. Forrás: Tóth Piroska	204
108. ábra: Szürke gém (<i>Ardea cinerea</i>), (Linnaeus, 1758) Forrás: Tóth Piroska	205
109. ábra: Barátréce (<i>Aythya ferina</i>), (Linnaeus, 1758). Forrás: Tóth Piroska.....	206
110. ábra: Nagy kócsag (<i>Ardea alba</i> – <i>Ardea alba</i>), (Linnaeus, 1758). Forrás: Tóth Piroska.....	208
111. ábra: Búbos vöcsök (<i>Podiceps cristatus</i>), (Linnaeus, 1758), jobbról fiatal madár. Forrás: Tóth Piroska	209
112. ábra: Szyeppi sirályok (<i>Larus cachinnans</i>), (Pallas, 1811). Forrás: Tóth Piroska.....	210
113. ábra: A sárgalábú sirály előfordulási gyakorisága a Szűnyogszéki területen 2010 és 2020 között a megfigyeléseim alapján	211
114. ábra: Kanalas réce (<i>Anas clypeata</i> , <i>Spatula clypeata</i>), (Linnaeus, 1758).....	212
115. ábra A Szűnyogszéki tókomplexum vízkémiai paramétereinek változása	213
116. ábra: A szerves tehéntrágya kilogrammonként nitrogén N és fosztor P %.....	214

Táblázatjegyzék

1. táblázat: <i>Vízminőségi határértékek vízfolyásokra a 10/2010 (VIII. 18.) VM rendelet alapján Forrás: [49]</i>	23
2. táblázat: <i>Feltáró monitoring paraméterek és vizsgálati gyakoriságuk felszíni vízfolyásokra vonatkozóan (31/2004. (XII. 30.) KvVM rendelet)</i>	32
3. táblázat: <i>A 103/2023. (XII. 29.) BM rendelet a felszíni vízfolyások megfigyelésére és állapotértékelésére vonatkozó 31/2004. (XII. 30.) KvVM rendelet módosításai</i>	33
4. táblázat: <i>A romániai felszíni vizek monitoring programja</i>	34
5. táblázat: <i>Felszíni vízminőségi paraméterek és határértékek a 2006. február 16-i, a felszíni vizek minőségének osztályozásáról szóló normatíva alapján (Monitorul Oficial nr. 511/2006) [88], [89]</i>	35
6. táblázat: <i>Területi megoszlás élőhelytípusok szerint Romániában, [24]</i>	39
7. táblázat: <i>A telepített mobil monitoring állomások jellemzői</i>	61
8. táblázat: <i>Vizsgált változók a vízminőség éves változásainak PCA értékeléséhez</i>	67
9. táblázat: <i>A madárürülék napi nitrogén- és foszforterhelése fajonként</i>	81
10. táblázat: <i>A vízimadarak osztályozási tényezői, amelyek egy adott célterület tápanyag-forgalmi gildjeinek azonosítására szolgálnak [220]</i>	93
11. táblázat: <i>Optimalizált modellstruktúrák vízminőségi paraméterek előrejelzésére</i>	111
12. táblázat: <i>A modell reziduumainak átlaga és szórása az illesztett változók esetében</i>	114
13. táblázat: <i>Az extrapolált NDVI értékek az E4 tóra</i>	153
14. táblázat: <i>ARIMA előrejelzési NDVI értékek</i>	153

1 Bevezetés és célkitűzés

A szélsőséges éghajlati jelenségekkel kapcsolatos aggodalmak növekedésével gyakran a víz kerül a középpontba. Az éghajlat és a hidrológiai ciklus szoros kapcsolatban áll egymással [1]. A felszíni édesvíz az egyik legértékesebb természeti erőforrásunk, amely alapvető szerepet játszik mind a környezet, mind a társadalom jólétének fenntartásában [2]. Ezt a létfontosságú erőforrást számos tényező fenyegeti, beleértve a természetes környezeti változásokat és az emberi tevékenységek hatásait is [3]. Ennek következtében rendkívül fontos, hogy a vízminőség változásait folyamatosan és pontosan nyomon kövessük. Az optimális időbeli felbontás és pontosság elérése érdekében szükség van olyan technológiákra, amelyek képesek gyors és hatékony beavatkozást biztosítani rövid távú problémák esetén, és a hosszú távú tendenciákat is felismerni. Ezen túlmenően alapvető fontosságú, hogy meg tudjuk különböztetni a természetes, ciklikus folyamatokat a rendkívüli eseményektől és az emberi tevékenység hatásaitól.

A jelenlegi, havi vagy háromhavi mintavételen és laboratóriumi méréseken alapuló vízminőség-ellenőrzési módszerek nem képesek maradéktalanul kielégíteni az igényeket. Ezért érdemes megvizsgálni, hogyan támogathatják hatékonyan az online ellenőrzési technikák, a távérzékelés és a gépi tanulással elemzett adatok a vízminőség megőrzését és javítását. Az Európai Unió Víz Keretirányelve (VKI 2000/60/EK) jelentős környezetvédelmi szabályozás, de két évtized után az európai víztestek nagy része még mindig nem éri el a jó ökológiai-kémiai állapotot. A szennyvízkezelés fejlesztése bár csökkentette az egyes szennyezőanyagok (pl. foszfor, ammónium) koncentrációját, az agrárszennyezés, például a nitrogénszennyezés, továbbra is súlyos probléma, és 2027-re sem várható a célkitűzések teljesítése [4]. Az éghajlatváltozás súlyosan fenyegeti a sekély tavak ökoszisztémáját, alapvetően átalakítva a fitobentosz szerkezetét és működését. A már mérsékelt melegedés (+3 °C) is jelentős változásokat idéz elő a fajösszetételben és az életmódbeli jellemzőkben, csökkentve a biodiverzitást, míg nagyobb melegedés (+5 °C) drasztikusan veszélyezteti az ökoszisztéma alapvető funkcióit [5]. A tavakban és a városi területeken a vízminőség hosszú távú változásai nyilvánvalóak, és olyan tényezőket érintenek, mint a biológiai oxigénigény (BOD), a nitrogén és foszforszint, amelyek a csökkent nyári vízhozam mellett növekednek, míg az ammóniumszint a magasabb nitrifikációs arányok miatt csökken, ami magasabb nitrátkoncentrációt eredményez [6], [7]. A makrofiták által uralt patakokban a nagy

napszakos ingadozások alacsony oldott oxigén (DO) szintekhez vezethetnek a szennyezési események hatására [8]. A megnövekedett viharesemények, különösen tavasszal és ősszel, gyakoribb kombinált csatorna-túlfolyásokhoz vezethetnek, amelyek erősen szennyezett vizeket bocsátanak a befogadó víztestekbe, bár ezek a viharok az algavirágzások csökkentését is elősegíthetik [9], [10]. A téli hőmérséklet jelentős emelkedése figyelhető meg az erdélyi hegyi patakokban, és a Kárpát-medence vízfolyásaiból minden tengerszint feletti magasságban jelentős hőmérséklet-emelkedés tapasztalható, az éves átlaghőmérséklet körülbelül 2°C-kal nőtt [2], [11]. A tavakban az algavirágzás fokozottabb növekedése, amelyet ezek a változások idéznek elő, tovább befolyásolhatja a vizek DO szintjét és a vízkészletet, kiemelve az éghajlatváltozás édesvízi környezetre gyakorolt összetett és sokrétű hatásait [12]. Egyértelmű, hogy az ember olyan jelentős változásokat okoz a Föld éghajlatában, amelyekre az elmúlt évezredekben nem volt példa, ami a légkör, az óceánok és a szárazföld felszínének széles körű és gyors felmelegedéséhez vezetett [9].

A kutatásom célja egy olyan módszer kidolgozása volt, amely előrejelzi a felszíni vizek fizikai-kémiai paramétereinek változásait, és pontos információt nyújt a vizek állapotáról. A módszer a Víz Keretirányelv (VKI 2000/60/EK) szabályozási határértékeire épül, súlyindexek kiszámításával és az IDW (Inverse Distance Weighting) térinformatikai technika alkalmazásával. Ez lehetővé teszi a vízmintavételi pontok közötti eltérések feltárását és a vízminőség térbeli eloszlásának elemzését a WQI (Water Quality Index) alapján. A kutatásom a vonuló vízimadárfaajok szerepét vizsgálta a vízfolyások és vizes élőhelyek tápanyagáramlásában, elsősorban a nitrogén- és foszforformák dinamikájában, valamint a madarak táplálékfelvételével összefüggő tápanyagelosztásban. Négy év vízmintáit elemeztem az erdélyi Homoród patak Szűnyogszék (Dumbrăvița) szakaszáról, főkomponens-elemzés és regressziós módszer segítségével. Az eredmények összefüggést mutattak a madárfaajok jelenléte és száma, valamint a vízminőség szezonális változásai között. Az elkészített előrejelző modell pontosan jelezte a vízminőség változásait. A vízimadarak és a vízgazdálkodás összekapcsolódik a veszélyeztetett populációk élőhelyeinek megőrzésére irányuló erőfeszítésekben. A vízimadarak a vizes élőhelyek szétszórt, kontinentális hálózatától függenek életciklusaik során, a tavaszi és őszi vonulási időszakokban. Az éghajlatváltozás és a földhasználat változásai új aggályokat vetnek fel ezen élőhelyhálózatok állapotával kapcsolatban, mivel a vízhiány olyan ökológiai és társadalmi-gazdasági hatásokat vált ki, amelyek befolyásolják a vizes élőhelyek

elérhetőségét és minőségét [13]. A vonuló madarak jelentős egyedszámban lehetnek jelen, és így közvetlen hatást gyakorolhatnak a vízminőségre, különösen a beszűkülő vizes élőhelyek esetében, ahol a vízimadarak fokozott koncentrációja figyelhető meg egy adott területen [14], [15]. A jogszabályi iránymutatások jelenleg nem veszik kellőképpen figyelembe a vízminőség éves ingadozásait, amelyek gyakran természetes tényezők, például a madarak vonulási időszakai alatt jelentkeznek. A vízminőségi változások előzetes elemzése után főkomponens-regresszióval (PCR) készítettem és teszteltem a módszert, amely a madárvonulási időszak és a vízminőségi mutatók közötti kapcsolatot vizsgálta. A modell validálásához a 2016 és 2022 között gyűjtött adatokat használtam, amelyek a vízminőségre, valamint a vizsgált területen élő madarak egyedszámára és fajösszetételére vonatkoztak.

Az eredmények összefüggést mutatnak a különböző vízimadár-fajok jelenléte és a víz kémiai paramétereinek időszakos változásai között, ami a tápanyagforgalom dinamikáját és a trofitás szintjét tükrözi. A madárvonulásnak a vízösszetételre gyakorolt hatásáról szóló szakirodalmi megállapítások összhangban állnak a számított eredményekkel, kiemelve a vízimadarak szerepét a tápanyagok körforgásában és azok térbeli- és időbeli eloszlásában [16], [17], [18], [19]. Ezek a megállapítások alátámasztják, hogy a madár-fajok nemcsak indikátorai, hanem aktív formálói is lehetnek a vízminőségi mutatók és a tápanyagforgalom közötti összefüggéseknek [14], [20].

A vízfolyások vízminőségének változásai szélsőséges időjárási események hatására számos problémát vetnek fel, mind a vízkészletek elérhetősége, mind a vízminőség megőrzése szempontjából [21], [22]. Az egyre gyakoribb és intenzívebb hidroklimatikus szélsőségek – pl. aszályok, hőhullámok, heves esőzések, árvizek, valamint a folyók hidrológiai kapcsolatának megszakadása – jelentős hatással vannak a szennyeződések eloszlására [23].

Ezért elengedhetetlen a folyamatos monitoring, valamint a távérzékelési adatok elemzése és kutatása annak érdekében, hogy jobban megértsük ezeket a folyamatokat, és olyan stratégiákat dolgozzunk ki, amelyek elősegítik a vízgazdálkodás alkalmazkodását a változó körülményekhez.

2 Szakirodalmi áttekintés

Disszertációm szakirodalmi áttekintése elsősorban a vizes élőhelyek ökológiai állapotával és tápanyagterhelési problémáival foglalkozik. Emellett kiemelten vizsgálom a vízminőség értékelését és szabályozását, valamint az online vízminőség-ellenőrzés, szondák adaptálási és technikai alkalmazhatóságának kérdéseit. A tápanyagforgalmat olyan nemzetközileg jelentős vizes élőhelyeken tanulmányoztam, amelyek kiemelt szerepet töltenek be a vízmadarak vonulása során. A vízmadarak ökológiai szempontból szorosan kötődnek a vizes élőhely-hálózatokhoz, ahogyan azt a Ramsari Egyezmény is hangsúlyozza [24]. Bemutatom a biogén elemek jelentőségét a vizek tápanyagciklusában és az eutrofizációs folyamatokban, valamint a vízmadarak és a tápanyagforgalom közötti kapcsolatot, különös tekintettel a felszíni édesvizek trofikus dinamikájára. Elemzem néhány vízminőség-modell alkalmazhatóságát, megbízhatóságát és adaptivitását, és ezek közül kiválasztottam a kutatásomhoz legalkalmasabbakat. Disszertációmban bemutatom továbbá a távérzékelési adatok, az NDVI és a felszíni hőmérséklet adatok elemzését, valamint az ARIMA modell alkalmazhatóságát ezek idősoros előrejelzésére és a hosszú távú trendek azonosítására.

2.1 *A tápanyagok hatása a vízminőségre*

Az elsődleges termelők produktivitását meghatározó biogén elemek, mint a szén (C), a nitrogén (N) és a foszfor (P), valamint ezek aránya vizeinkben kiemelt jelentőségű, mivel az ökoszisztémák anyag- és energiaforgalmának központi elemei. Ezek a tápanyagok folyamatosan és dinamikusan áramlanak az élőlények, élőhelyek és ökoszisztémák között, miközben egyik kémiai formából a másikba alakulnak át.

Az élőszervezetek életfolyamataik során felhasználják és visszaforgatják ezeket az elemeket, így befolyásolva a vízkémiai összetevők mennyiségét. Az oxigén és a tápanyagok (nitrogén- és foszforformák) mennyisége, amely összemérhető az élőszervezetek szükségleteivel, limitálhatja a vizekben kialakuló biomassza mennyiségét [25]. A felszíni vizek tápanyag-problémája továbbra is az egyik legjelentősebb vízminőségi probléma világszerte [6], [26], [27], [28]. A nitrogén és a foszfor jelentősen hozzájárul a vizek és vizes élőhelyek vízminőségének romlásához, ezért alapvető tényezők a vízminőség osztályozásában a vízminőségi keretrendszer alapján [29].

Az Európai Unió folyómonitorozó állomásain végzett vizsgálatok alapján 2016 és 2019 között a felszíni vizek közel 36%-a eutrofizálódott, míg további 19%-a potenciálisan veszélyeztetett a magas nitráttartalom miatt [30]. A tagállamok jelentései szerint a tápanyagszennyezés a felszíni víztestek 26%-át és a felszín alatti víztestek 17%-át érinti, ami káros hatást gyakorol az édesvízi élőhelyekre és fajokra. A part menti (31%) és tengeri (81%) vizek szintén nagymértékben érintettek az eutrofizáció következtében [31]. Az ammónium-terhelés főként a kezeletlen hígtrágya következtében magas, ami a jelentős növényi tápanyagtöbblet miatt az algapopuláció növekedéséhez vezet. Ez a növekedés másodlagos szervesanyag-terhelésként jelentkezik. Az eutrofizáció folyamata során az algák és vízi növények túlzott növekedése oxigénhiányt okozhat, ami a vízi biodiverzitás csökkenéséhez vezet [32]. Az elmúlt évtizedekben jelentős lépések történtek a vízminőség javítása érdekében, mind tudományos, mind társadalmi szempontból [33]. Az Európai Unió Víz Keretirányelve (VKI) fontos lépés volt ezen a téren, mivel célja a víztestek jó ökológiai és kémiai állapotának elérése. A VKI monitoring- és helyreállítási tevékenységei elősegítik a vízminőség javítását és a tápanyagterhelés csökkentését [7], [34]. Az európai tagállamok számos jogi és kormányzati nehézséggel szembesülnek a Fenntartható Fejlődési Célok (SDG 6) megvalósításában, különösen a Víz Keretirányelv 2027-es céljainak elérésében, ahol a szereplők közötti eltérő nézetek és a szektorok közötti együttműködés hiánya jelentős akadályt jelent [35].

2.2 A felszíni vizek monitoringja és állapotminősítése a Víz Keretirányelv tükrében

A VKI célja a felszíni vizek jó ökológiai és kémiai állapotának biztosítása. A felszíni édesvizek állapotának értékelése egy ötfokozatú skálán történik, amelyhez elengedhetetlen a biológiai elemek és az azokra ható hidrológiai, morfológiai, valamint fizikai-kémiai tényezők rendszeres monitorozása [36]. A vízkémiai monitoring része a veszélyes anyagok, úgynevezett elsőbbségi anyagok vizsgálata, amelyek kockázatot jelentenek a vízi környezetre és az emberi egészségre. Az Európai Unió a VKI VIII., IX. és X. mellékleteiben, valamint a 2008/105/EK irányelvben határozta meg ezek körét és a vonatkozó környezetminőségi előírásokat (Environmental Quality Standards, EQS). Ezt a szabályozást azóta több alkalommal módosították, többek között a 2013/39/EK, 2015/495/EK, 2018/840/EK és a 2020/1161/EK irányelvekkel. Magyarországon a felszíni vizek vízszennyezettségének megállapítása és minősítése a 10/2010. (VIII. 18.)

VM rendelet alapján történik [37], [38], [39], [40]. Magyarországon az MSZ EN 12749:1993 szabványt felváltotta a típus specifikus minősítés (VGT1, VGT2 és VGT3), amely biológiai validáció után 10 tipológiai típust különít el 5 osztályban.

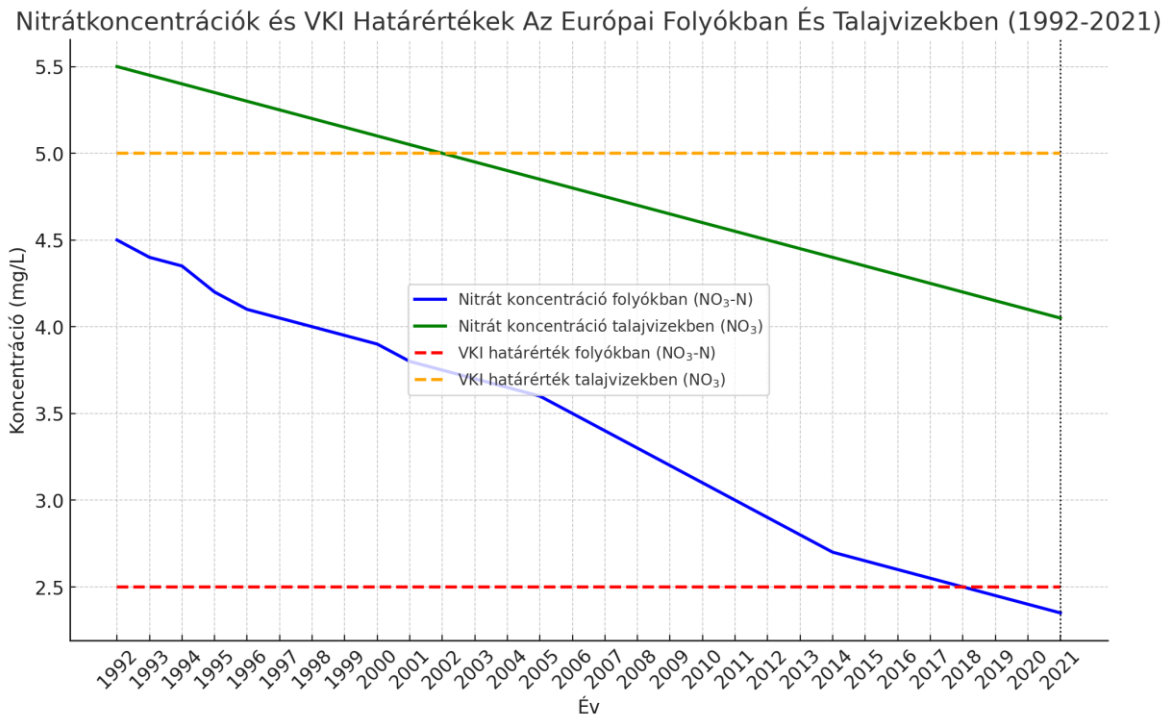
Romániában a Víz Keretirányelv (VKI) előírásai alapján a felszíni vizeket vízgyűjtő területekre osztják, és azok hidrológiai, valamint hidromorfológiai paraméterek figyelembevételével kerülnek különböző típusokba sorolásra. A vízgazdálkodási tevékenységeket a 107/1996. számú Vízügyi Törvény szabályozza, amely a vízforrások védelmére, hasznosítására és fenntartható kezelésére vonatkozó alapelveket rögzíti. Továbbá a 404/2003. számú törvény jóváhagyta a 107/2002. számú sürgősségi rendeletet, amely létrehozta a Romániai Vízügyi Nemzeti Igazgatóságot (Administrația Națională Apele Române), ezzel megerősítve az intézményi kereteket a vízvédelmi és gazdálkodási feladatok ellátásához.

A VKI szerint a vízminőséget az adott víztest állapota vagy potenciálja határozza meg, amelyet az ökológiai és kémiai állapot együttesen jellemez. Az ökológiai állapot meghatározásában a biológiai (pl. fitoplankton, makrofíton, halak), hidromorfológiai (pl. áramlás, medermorfológia), valamint a fizikai-kémiai tényezők (pl. hőmérséklet, oxigénellátottság, tápanyagok) játszanak szerepet. A kémiai állapotot a szennyező anyagok jelenléte határozza meg, ideértve az elsőbbségi anyagokat is, amelyek kibocsátását a VKI és az Európai Unió irányelvek szigorúan szabályozzák. Az ökológiai állapotot a VKI öt kategóriába sorolja: kiváló (kék), jó (zöld), mérsékelt (sárga), gyenge (narancs) és rossz (vörös). A legújabb kutatások és nemzetközi irányelvek alapján a tagállamok arra törekcsenek, hogy folyamatosan javítsák és fenntartsák a vízminőséget [9], [41], [42]. Azonban különbségek mutatkozhatnak a monitorozási technológiák és a helyi szabályozások terén, amelyek az adott régiók ökológiai és ipari körülményeihez igazodnak [43].

A víztestek minősítését a referenciaállapothoz viszonyítva végzik, az ökológiai minőségi arány (EQR) pedig 0-tól (legrosszabb) 1-ig (legjobb) terjedő skálán mutatja az ökológiai állapotot. Az EQR értékét a fizikai-kémiai, hidromorfológiai elemek és specifikus szennyezők határozzák meg. A fizikai-kémiai paraméterek között például a nitritet és a nitrátot szervesen nitrogénként kell megadni. A vízminőségi adatok elemzéséhez egyre nagyobb szükség van új, fejlett adatfeldolgozási módszerekre, mint a szimulációs algoritmusok és klaszterező technikák [44], [45]. Ezek a módszerek elősegítik a vízminősítési rendszerek optimalizálását és a nagyméretű adathalmazok hatékony feldolgozását. Különösen fontos a felszíni vízfolyások minőség alapú

csoportosításában, ahol a hagyományos osztályozási eljárásokat innovatív matematikai megközelítésekkel egészítik ki [46].

A nemzetközi összehasonlítások során kiemelten fontos az osztályozási rendszerek egységesítése, amelyet az interkalibrációs folyamatok segítenek elő. Ez biztosítja, hogy a különböző országokban hasonló típusú vizek minősítése azonos alapelvek szerint történjen.



1. ábra: A nitrát és nitrát-N koncentráció alakulása az európai folyókban és talajvizekben (1992–2021). Szerk: Tóth Piroska forrás: [30]

Az 1. ábra az európai folyókban és talajvizekben mért nitrátkoncentrációk alakulását mutatja 1992 és 2021 között, összehasonlítva a VKI által meghatározott határértékekkel. A grafikonon a VKI határértékeket a folyók esetében piros, a talajvizek esetében narancssárga szaggatott vonal jelöli [30]. Az európai édesvizek nitrát- és foszfátkoncentrációi jelentős csökkenést mutattak 1992 és 2021 között.

A nitrátkoncentrációk folyamatos csökkenése a szennyvízkezelés javulásának és a mezőgazdasági tápanyagbevitel mérséklésének köszönhető. A foszfátkoncentrációk is csökkentek, bár az utóbbi években a csökkenés üteme lassult [47], [48].

2.2.1 Vízminőségi határértékek

A Víz Keretirányelv és kapcsolódó irányelvek implementációja

A felszíni vizek állapotának értékelését és minősítését Magyarországon a 10/2010. (VIII. 18.) VM rendelet szabályozza, amely az Európai Unió vízminőségi előírásain alapul.

1.táblázat: Vízminőségi határértékek vízfolyásokra a 10/2010 (VIII. 18.) VM rendelet alapján Forrás: [49]

Sorszám	Fizikai-kémiai jellemzők	Hegyvidéki és dombvidéki kisvízfolyások felső szakaszai (1, 2, 4, 8 típusok)
1	pH	Szilikátos: 6-8; Meszes: 6.5-9
2	Vezetőképesség ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Szilikátos: <500. Meszes: <900
3	Klorid (mg/l)	<50
4	Oxigéntelítettség (%)	85-90
5	Oldott oxigén (mg/l)	>8
6	BOD ₅ (mg/l)	<3
7	COD _{cr} (mg/l)	<15
8	NH ₄ -N (mg/l)	<0.1
9	NO ₂ -N (mg/l)	<0.04
10	NO ₃ -N (mg/l)	<3*
11	Összes N (mg/l)	<4*
12	PO ₄ -P (mg/m ³)	<30** vagy >80*
13	Összes P (mg/m ³)	<80** vagy >150*

* Ezen értékek túllépése csak abban az esetben igényel intézkedést, ha az a vízfolyás alsóbb szakaszára előírt célállapot biztosításához szükséges.

** Amennyiben a befogadó állóvíz, illetve tározás esetén (ha a tartózkodási idő a 14 napot meghaladja) a szigorúbb határértéket kell elérni.

Az EU-s jogszabályok közül a 2000/60/EK irányelv, a Víz Keretirányelv, átfogó keretet biztosít a felszíni és felszín alatti vizek jó ökológiai és kémiai állapotának eléréséhez. Ezt kiegészítik a 2008/105/EK irányelv, amely a szennyező anyagokra vonatkozó

környezetminőségi szabványokat határozza meg, és a 2013/39/EU irányelv, amely további anyagokra terjeszti ki a szabályozást, szigorúbb határértékeket vezetve be.

Ezek az előírások biztosítják a vízminőség egységes értékelését, ugyanakkor lehetővé teszik a helyi viszonyok figyelembevételét.

Románia a 2007-es EU-csatlakozás után átvette az uniós jogszabályokat, és ezek alapján alakította ki vízminőségi szabályozását. A szabályozás alapját a 161/2006 kormányhatározat képezi, amely a Víz Keretirányelv előírásait ülteti át a román jogrendbe, és meghatározza a víztestek állapotának osztályozási rendszerét.

Az EU-s jogharmonizáció alapján Magyarország és Románia vízminőségi szabályozása összhangban áll az uniós jogszabályokkal, biztosítva a felszíni vizek ökológiai és kémiai állapotának egységes értékelését. Bár az alapelvek egységesek, a gyakorlati megvalósítás során a nemzeti szabályozások igazodnak a helyi adottságokhoz, figyelembe véve a regionális különbségeket és sajátos igényeket.

A vízmonitoring egyik jelentős kihívása a határokon átnyúló interkalibráció [22], [50], [51], amely a különböző országok vízminőségi mérési módszereinek összehangolására irányul. Ez biztosítja az adatok összehasonlíthatóságát és egységességét, azonban az eltérő nemzeti szabványok, mérési technikák és laboratóriumi eljárások gyakran megnehezítik az egységes kalibrációt [52]. Az Interkalibrációs Hálózat az Európai Unióban a tagállamok összehangolt együttműködésével történik a vízminőség-monitoring rendszerek harmonizálása érdekében. Az VKI célja a vízminőség mérési módszereinek és értékelési rendszereinek összehasonlíthatóságának és egységesítésének biztosítása a vízgazdálkodási tervek keretében. A vízminősítéshez a monitoring fizikai és kémiai adatai szükségesek, de önmagában az adatgyűjtés nem elegendő. Az adatok feldolgozása, többváltozós elemzése és az idősorok vizsgálata feltárja az összefüggéseket és az időbeli változásokat [34]. A mintavételi rendszerek optimalizálása gazdasági megfontolások alapján történik, a reprezentativitás és a hatékonyság növelése érdekében. A rendszer egészének figyelembevétele nélkülözhetetlen az optimalizációhoz [50], [53], melynek hatékony kiegészítője a GIS (Geographic Information System) módszer [54]. A GIS és távérzékelési módszerek lehetővé teszik a vízminőségi jellemzők térbeli és időbeli elemzését, a mintavételi rendszerek optimalizálását, valamint nagy területek gyors monitorozását, ezzel támogatva a vízgazdálkodási stratégiák kidolgozását és a döntéshozatalt [55], [56], [57].

2.2.2 Felszíni vizek indikátor paramétereinek jelentősége

A víz fizikai és kémiai vizsgálata alapvető információt nyújt a víz állapot változásáról, segítve annak meghatározását, hogy a víz alkalmas-e különböző felhasználásokra, mint például ivóvíz, mezőgazdasági öntözés, rekreáció, vagy természetes víztestekbe történő kibocsátás.

A vízminőségi paraméterek változásai gyakran jelezhetnek potenciális kockázatokat, például a mikrobiális közösségek jelenlétét vagy hiányát, illetve az ökoszisztéma hőmérsékletének emelkedését. A valós idejű vízminőség-monitoring rendszerek ezért nemcsak korai figyelmeztető mechanizmusként működnek, hanem fontos szerepet töltenek be a hosszú távú változások felismerésében is. A mikrobiális paraméterek mérése összetettebb folyamat, addig a fizikai-kémiai jellemzők, pl. az elektromos vezetőképesség, hőmérséklet, pH és a DO, egyszerűbben mérhetők, valamint folyamatos monitorozásra alkalmas online érzékelőkkel is detektálhatók [23]. Az egyes paraméterek változása más paraméterek változásának indikátoraként szolgálhat, támogatva a vízminőség átfogó értékelését és a környezetvédelmi intézkedések meghozatalát. A valós idejű adatgyűjtés iránti igény a vízminőség-monitorozásban az új szenzortechnológiák fejlődésével párhuzamosan növekszik, különösen a folyamatos vízminőség-ellenőrzési rendszerek (CWS) alkalmazásában, valamint fontos támogatást nyújthat a modellek kalibrációjához [58].

A pH változás hatása a vízminőségre

Számos tanulmány kimutatta a pH vízminőségre és következésképpen az élővilágra gyakorolt hatását [59], [60]. A vízi ökológiai rendszerek annyira törékenyek és összetettek, hogy egy vízminőségi paraméter változása láncreakciót indíthat el, amely az egész hidrológiai rendszert veszélyezteti. Magas pH-n több az ionizálatlan ammónia, amely fontos az ammónia toxicitásának meghatározásában a halfajokra nézve [61], [62]. A pH érzékelő (pH/ORP/Temp) a kalibrációs és korábbi mérési adatokat az érzékelőn belül tárolja. Ez lehetővé teszi a „plug and play” rendszert újrakalibrálás nélkül.

Az oldott oxigén és hőmérséklet hatása a vízminőségre

A DO telítettségi szintje tiszta vízben, 25 °C hőmérsékleten és 1 atmoszféra nyomáson 8,11 mg/l. Az oldott oxigén a vízben található szabad, nem kötött

oxigénmolekulákat (O_2) jelenti, amelyek nem alkotnak vegyületeket más elemekkel. Ennek megfelelően az oldott oxigén szintjének mérésekor a vegyületben lévő oxigénmolekulák (például H_2O) nem kerülnek figyelembevételre. Az éghajlatváltozás a felszíni vizek oxigéntelítettségre gyakorolt hatása jelentős és sokrétű. A globális felmelegedés közvetlenül csökkenti a víz oxigénmegkötő képességét, mivel a magasabb hőmérsékletű víz kevesebb oxigént képes oldani [63]. Az éghajlatváltozás következtében fellépő fizikai, kémiai és biológiai változások közvetlenül befolyásolják az oxigén dinamikáját, így az oxigénkoncentráció az édesvízi ökoszisztémákban az éghajlatváltozás által előidézett folyamatok integrált indikátora lehet. Sekélyebb folyókban és patakokban várhatóan kisebb mértékben alakul ki oxigénhiányos állapot, mivel az áramló víz elősegíti a levegő-víz gázcserét, és a behatoló fény fokozza a fotoszintézist [64]. A folyók DO-szintje az oxigénellátó (pl: fotoszintézis) és oxigénfelhasználó biológiai folyamatok, valamint a levegő-víz gázcsere közötti egyensúlyt tükrözi. Ezek a folyamatok a hőmérséklettől, a fénytől és az áramlási rendszerektől függenek, melyeket az éghajlat és a vízgyűjtő jellemzői befolyásolnak [65]. A felmelegedő folyókban az oxigén oldhatóságának csökkenése miatt a fotoszintézis és légzés fokozódhat, míg a levegő-víz cserén alapuló reoxigenizáció gyakran mérséklődik [66]. A nagyfrekvenciás (5-15 perces) DO-adatok azt mutatják, hogy a folyókban az oxigénhiány és a hipoxia gyakoribb, mint korábban feltételezték [67].

Az előrejelzések szerint az óceánok oxigénszintjének csökkenése a következő évszázadban folytatódni fog, mely jelenség főképp a globális átlaghőmérséklet stabilizálódása és a CO_2 atmoszférából való fokozatos eltávolítása után is érezhető lesz. A mélyvizekben az oxigénszint csökkenése kritikus, mivel a változások hosszabb idő alatt stabilizálódnak. Modellszámítások alapján a teljes oxigéntartalom akár 7,4%-kal is csökkenhet a preindusztriális szintekhez képest az éghajlatváltozás hatására [9].

A fajlagos elektromos vezetőképesség hatása a vízminőségre

A fajlagos elektromos vezetőképesség a vízben oldott ionok összes koncentrációját méri, nem szelektíven különítve el az egyes ionokat. Azonban a vezetőképesség változása figyelmeztető jelként szolgálhat a szennyezésre és a környezeti változásokra. Magas fajlagos elektromos vezetőképesség ipari vagy városi lefolyások, alacsony folyási feltételek vagy hosszú száraz időszakok miatt alakulhat ki, míg alacsony koncentráció olajos szerves vegyületek jelenlétére utalhatnak. Ennek eredményeként a vezetőképesség

mérése hatékony módszer a vízben oldott anyagok, vegyi anyagok és ásványi anyagok mennyiségének értékelésére.

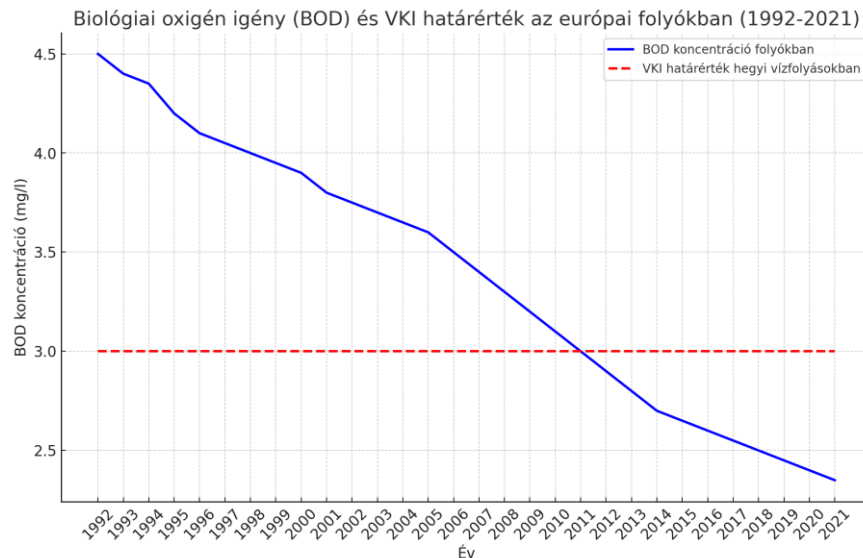
A zavarosság hatása a vízminőségre

A zavarosság a vízben lebegő szilárd részecskék koncentrációjából adódik, amely csökkenti a fényáteresztő képességet, gátolja a fotoszintézist és az oxigéntermelést. A zavarosság mérése nephelometriás turbidity egységekben (NTU) történik (ISO 7027), vagy Secchi tárcsával. A zavarosságot számos természetes tényező befolyásolhatja, mint például a csapadék és az erős időjárás okozta lefolyás, amely üledékeket juttat a vízbe, valamint a szélviharok és esőzések által kiváltott vízturbulencia, amely az aljzati üledékek felkavarodásához vezet. További hozzájáruló tényezők a vízben lebegő planktonok, algák és cianobaktériumok, az elhalt szerves anyagok felhalmozódása, a tavaszi hóolvadás és csapadék, illetve a nyári algavirágzás, főként tavakban és lassú folyású folyókban. Ezek a tényezők jelentősen rontják a víz átlátszóságát, ami befolyásolja az ökoszisztémák működését és a vízminőséget. Az antropogén tényezők jelentős szerepet játszanak a víz zavarosságának növekedésében, számos mechanizmus révén. A parti erózió és a vízgyűjtő területeken bekövetkező talajeroszió, melyet a kotrás munkák, az építési tevékenységek, a mezőgazdasági művelés, az erdőgazdálkodás, valamint az urbanizáció vált ki [68], [69], [70].

2.2.3 A vízi ökoszisztémák oxigénháztartása és klímaváltozás hatásai

A 2. ábra az európai országok jelentései alapján 1992 és 2021 között összeállított éves átlagkoncentrációkat mutatja a folyóvizekben [71]. A VKI határértéke szerint a folyóvizek BOD-szintje nem haladhatja meg a 3 mg/l-t.

A biokémiai oxigénigény (BOD) a szerves anyagok mikroorganizmusok általi lebontásához szükséges oxigénmennyiséget méri, és arányos a víz szervesanyag-tartalmával [63].



2. ábra: Biológiai oxigén igény (BOD) koncentráció változása és a VKI határérték az európai folyókban (1992-2021) szerk: Tóth Piroska, forrás: [71]

A kihívások kezelésére olyan stratégiák alkalmazhatók, mint a vízgyűjtő-gazdálkodás, a parti zónák helyreállítása a vízminőség javítása érdekében, valamint az adaptív gyakorlatok alkalmazása. A klímaváltozás a tápanyagkoncentráció növekedésével és az eutrofizáció fokozódásával áll összefüggésben [72]. Ez a folyamat algavirágzást eredményezhet, amely az algák lebomlása során jelentős oxigénfogyasztással jár, hipoxiás állapotokat létrehozva. Az alacsony oxigénszintek kedvezőtlenül befolyásolhatják a vízi ökoszisztémák biodiverzitását, mivel bizonyos fajok érzékenyek az oldott oxigén szintjére. Emellett a légkörben felhalmozódó széndioxid vízben való oldódása növelheti a savasságot, ami további stresszt jelent a vízi élőlények számára [63]. A vízmozgás (áramlás vagy a hullámzás), segíthet az oxigén bekeveredésében a vízbe, javítva ezzel az oxigénszintet. A vízben lévő növények, főként a napfényes órákban, oxigént termelnek a fotoszintézis során, ami szintén javítja a víz oxigéntartalmát. Ugyanakkor túlzott alganövekedés csökkenti az oxigénszintet, különösen éjjel, amikor az algák oxigént vesznek fel [32].

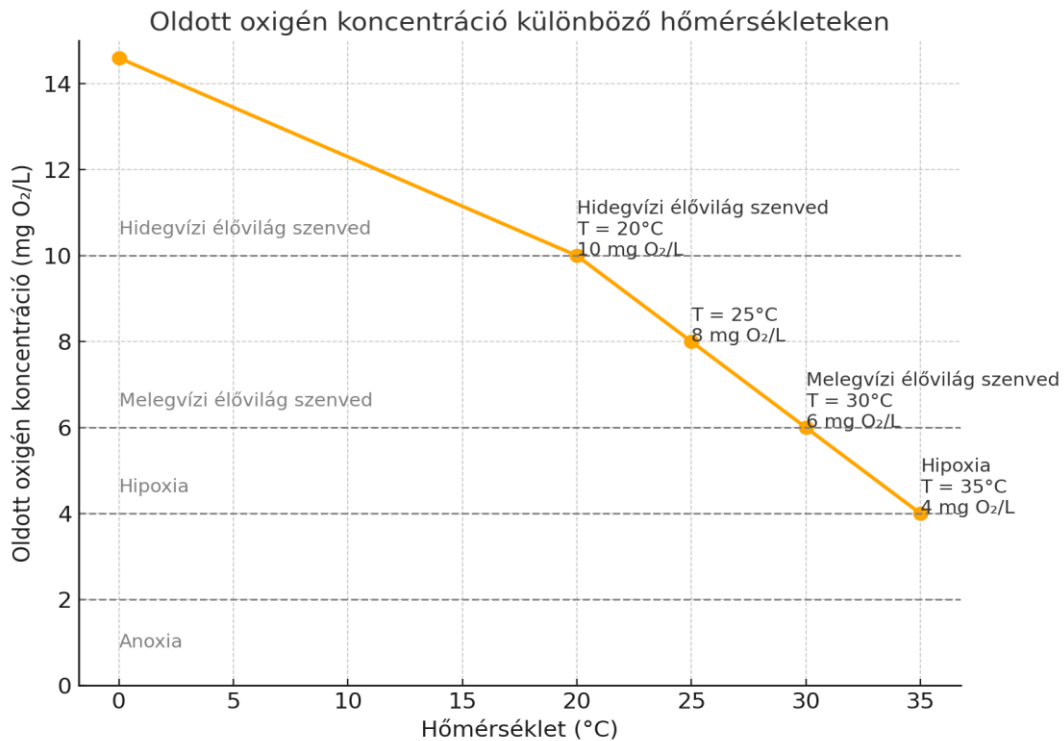
A folyamatos mérési értékek betekintést nyújtanak a vízi környezet kritikus oxigénszintjéről, kiemelve azokat a küszöbértékeket, amelyeknél a DO koncentrációja káros a vízi életre. Az DO koncentrációját a hőmérséklet is befolyásolja, minden 5 °C-os hőmérséklet emelkedéssel körülbelül 1 mgO₂/l csökken [73]. A vízi élővilág oxigénküszöbértékei a 3-5 mgO₂/l koncentrációtartomány. E tartomány alatt a különböző fajok és eltérő életszakaszai az elégtelen oxigénellátottság miatt károsodni kezdenek. Az

anoxia a DO teljes hiánya, amely "holt zónákat" hoz létre, ahol az aerob élet nem tud létezni [74], [75].

Az oxigénhiány, DO (mgO₂/l), a telítettségi oxigénkoncentráció és az oldott oxigénkoncentráció közötti különbség egy adott szállítási időben vagy távolságban a keveredési pont alatt.

$$D=O_s-O \quad (1)$$

Az oxigén asszimilációs kapacitás értékeléséhez szükséges a DO vízminőségi szabványának (O_{wq} (mgO₂/l)) meghatározása. Ez az az oxigénkoncentráció, amely az ökoszisztéma állapotának és a kijelölt felhasználási céloknak a védelméhez szükséges. Az édesvizek DO koncentrációja és tengerszinten való telítettsége egyik mutatója az ökoszisztémák egészségének [76]. A 3. ábra 5 °C-os lépésekben jelöli az oldott oxigénkoncentrációját egészen 35 °C-ig, mivel ez a tartomány feleleli a világ legtöbb folyójának jelenlegi és jövőbeli nyári hőmérsékletét a következő 50 évben [66].



3. ábra. Az oldott oxigénkoncentráció változása különböző hőmérsékleteken, valamint a koncentrációkhoz tartozó biológiai hatások (szerk: Tóth Piroska, forrás: [66])

A Henry-törvény alapján az oldott oxigénkoncentrációja a vízben (C) egyenesen arányos az oxigén parciális nyomásával (P) és az oxigén oldhatósági együtthatójával (k):

$$C=k \cdot P \quad (2).$$

Ahol:

C - az oldott oxigénkoncentrációja (mg/l),

P - az oxigén parciális nyomása (standard légköri nyomáson, 1 atm),

k - az oldhatósági együttható, amely hőmérsékletfüggő.

A hidroklimatikus szélsőségek vízminőségre gyakorolt mechanizmusai a hosszú távú éghajlati változások szempontjából is jelentősek. A tápanyagok koncentrációja többnyire emelkedik, míg a BOD, a vezetőképesség, az összes szuszpendált szilárd anyag (TSS) a hosszú távú éghajlatváltozás hatására növekvő és csökkenő tendenciák keverékét mutatja. Az éghajlatváltozás által okozott többéves vízminőségi változások fő tényezői közé tartoznak a hidrológiai változások (felszíni lefolyás, kimosódás, áramlás), a víz, az üledék és a talaj hőmérsékletének tartós emelkedése, valamint a hidroklimatikus tényezők és az emberi tevékenység (például földhasználat) hosszú távú kölcsönhatása [8], [77].

Az Európai Unió 2024 június 24-én elfogadott "EU Nature Restoration Law" (Természet-helyreállítási törvény) - 2024/1991/EU [78] célja, hogy átfogó intézkedéseket vezessen be az ökoszisztémák helyreállítása érdekében. A jogszabály előírja, hogy 2030-ra az Európai Unió szárazföldi és tengeri területeinek legalább 20%-át helyre kell állítani, míg 2050-re minden olyan ökoszisztéma rehabilitációja szükséges, amely helyreállításra szorul. A törvény jogilag kötelező célokat tűz ki a biológiai sokféleség megőrzésére és növelésére, továbbá a víz- és levegőminőség javítására, valamint a szén-dioxid megkötési és tárolási kapacitással rendelkező élőhelyek regenerálására. A vizes élőhelyekre a talajban állandó vagy időszakos víz jelenléte jellemző, amely speciális növény- és állatfajok megtelepedését teszi lehetővé. Ezek az élőhelyek kiemelt szerepet játszanak az ökológiai egyensúly fenntartásában, valamint a biológiai sokféleség megőrzésében. Védelmük nem csupán az ökológiai fenntarthatóság szempontjából alapvető, hanem az emberi közösségek jólétének biztosításához is elengedhetetlen. Ugyanakkor e területeket számos veszély fenyegeti, mint például a területhasználat megváltozása, a szennyezés, az invazív fajok térhódítása, valamint a klímaváltozás negatív hatásai [79]. A

vízhőmérséklet és minőség változása korlátozhatja a táplálékforrások elérhetőségét, zavarhatja a madarak szaporodását, és kedvezhet betegségek és paraziták terjedésének, veszélyeztetve a vízimadarak egészségét [80], [81].

A klímaváltozás hatásai miatt fontos a vízimadár populációk állapotának folyamatos monitorozása, a természetvédelmi intézkedések alkalmazása és az élőhelyek védelme és helyreállítása, hogy csökkentsük a klímaváltozás negatív hatásait ezekre az érzékeny állományokra.

2.2.4 Felszíni vizek monitoring programja

A VKI háromszintű monitoring rendszere biztosítja a víztestek állapotának értékeléséhez szükséges adatokat. Magyarországon ez a rendszer a 31/2004. (XII.30.) KvVM rendelet [82], valamint annak legutóbbi módosítása, a 103/2023. (XII.29.) BM rendelet [83] alapján került bevezetésre. Romániában a 122/2020. számú törvény, amely módosította a korábbi 107/1996. számú Vízgazdálkodási törvényt, szolgál alapul a monitoring rendszer működéséhez [84], [85].

A **feltáró monitoring** célja a víztestek alapállapotának felmérése és hosszú távú változások nyomon követése, miközben segíti a nemzetközi kötelezettségek teljesítését. Az **operatív monitoring** az emberi tevékenységek okozta terhelések ökológiai hatásainak pontosítására, a kockázatbecslések igazolására, valamint állapotjavító intézkedések tervezésére és hatásuk nyomon követésére irányul.

A **vizsgálati monitoring** feladata a rendkívüli események, például balesetszerű szennyezések vagy új terhelések mértékének és hatásának felmérése, egészen addig, amíg a víztest állapota vissza nem áll az eredeti szintre.

A vízmonitoring folyamata három fő részre osztható. Az első a vízrajzi monitoring, amely a vízállás, a vízhozam, a vízhőmérséklet, a hordalék és a jégviszonyok mérését foglalja magában. A második a felszíni vízminőségi monitoring, amely a víz fizikai, kémiai és biológiai jellemzőire koncentrálna, támogatva a víztestek ökológiai és kémiai állapotának értékelését. A harmadik a feltáró monitoring, amely különböző paramétereket mér az előírt gyakoriságnak megfelelően, és részletes adatokat biztosít a vízi rendszerek állapotfelméréséhez és az esetleges problémák azonosításához [22], [70], [86], [87].

2. táblázat: Feltáró monitoring paraméterek és vizsgálati gyakoriságuk felszíni vízfolyásokra vonatkozóan (31/2004. (XII. 30.) KvVM rendelet)

Minőségi elem	Paraméterek	Vizsgálati gyakoriság
Alapvető kémiai paraméterek	Víz hőmérséklet, pH, fajlagos elektromos vezetőképesség, oldott oxigén, összes lebegőanyag, COD _{Mn} , COD _{Cr} , TOC, BOD ₅ , Összes oldott anyag, összes keménység, oldott vas, oldott mangán, kalcium, magnézium, nátrium, kálium, lúgosság, klorid, szulfát	Évente 12 alkalommal
Tápanyagmutatók	Ammónium, nitrát, összes nitrogén, orto-foszfát, összes foszfor, Klorofill-A	Évente 12 alkalommal
Veszélyes anyagok	„33” szerves lista: PAH vegyületek (naftalin, antracén, stb.), BTEX vegyületek (benzol), Tributil-ón vegyületek, Halogénezett vegyületek (diklórometán, stb.), Pesticidok (alfa-endosulfán, stb.), „Egyéb veszélyes anyagok” (évente 12 alkalommal, 6 év alatt egyszer), „33” lista (nehézfémek): Kadmium, Ólom, Hígany, Nikkel, „Egyéb veszélyes anyagok” (nehézfémek): Króm, Arzén, Cink, Réz	Évente 12 alkalommal, 6 év alatt egyszer
Biológiai mutatók	Fitoplankton, Fitobenton, Makrofita, Makrozoobenton, Halak	Fitoplankton: Évente 4-6 alkalommal, Fitobenton: Évente 2 alkalommal, Makrofita: Évente 1 alkalommal, Makrozoobenton: Évente 1-2 alkalommal, Halak: Min. 6 évente
Hidrológiai és morfológiai paraméterek	Meder kanyargóssága, Mederanyag összetétele, Üledék vastagsága, Meder jellemző méretei, Hullámtér szélessége, Partvédelem jellege, Mederduzzasztás, Meder szabályozás, Kotrás gyakorisága	Minimum 6 évente

3. táblázat: A 103/2023. (XII. 29.) BM rendelet a felszíni vízfolyások megfigyelésére és állapotértékelésére vonatkozó 31/2004. (XII. 30.) KvVM rendelet módosításai

Minőségi elem	Vizsgálati gyakoriság (éven belül)	Vizsgálati Gyakoriság (6 éves ciklusban)
Fitoplankton	4	Évente
Makrofita	1	Évente
Fitobenton	2	Évente
Makrozoobenton	2	Évente
Halak	1	3 év alatt egyszer
Hidrológia	365	Évente
Morfológia	1	6 év alatt egyszer
Folytonosság	1	6 év alatt egyszer
Ökológiát támogató kémia “alapkémia”	12	Évente
Elsőbbségi anyagok	12	6 év alatt kétszer
Egyéb veszélyes anyagok	12	6 év alatt kétszer
Vízgyűjtő specifikus szennyező anyagok	12	6 év alatt kétszer

A 103/2023. (XII. 29.) BM rendelet, amely 2024. január 1-jén lépett hatályba, jelentős változásokat vezet be a felszíni vizek megfigyelésére és állapotértékelésére (3. táblázat). Ez a rendelet a korábbi, a felszíni vizek megfigyelésére és állapotértékelésére vonatkozó 31/2004 (XII. 30.) KvVM rendelet szabályozását egészíti ki.

A rendelet az európai uniós irányelveknek való megfelelést célozza, tekintettel a Víz Keretirányelvre (2000/60/EK), amely az európai vízgazdálkodás alapjait fekteti le. A szabályozás tovább pontosítja az elsőbbségi anyagokra és kibocsátásaik megfigyelésére vonatkozó előírásokat a 2008/105/EK és a 2013/39/EU irányelvek alapján, frissítve az anyagok listáját és a kapcsolódó környezetvédelmi intézkedéseket. Emellett figyelembe veszi a 2014/101/EU bizottsági irányelvet, amely a víztestek állapotának értékelését és védelmét érintő módosításokat tartalmazza.

Az új jogszabály pontosítja az elsőbbségi anyagok megfigyelésére és kezelésére vonatkozó szabályokat, biztosítva azok hatékony felügyeletét. Az Európai Unió előírásai szerint ezen anyagok kibocsátásának csökkentése, rendszeres monitorozása és jelentése

kiemelt jelentőségű. A felszíni víztestek állapotának értékelésében egyre nagyobb szerepet kapnak a modellezésen alapuló módszerek, amelyeket a 103/2023. (XII. 29.) BM rendelet is előír [83]. A rendelet új megközelítéseket integrál, például a referenciatételek meghatározását, valamint a biológiai és ökológiai modellezésen alapuló módszertani fejlesztéseket a víztesttípusok értékeléséhez.

A felszíni víztestek típusaira vonatkozó referenciatételek kidolgozása alapvető a víztestek állapotának helyes értékeléséhez. Az új módszertan központi eleme a terepi vizsgálatokra épülő referenciahálózat kialakítása, amely kiváló állapotú helyekre támaszkodik a reprezentativitás biztosítása érdekében. Ezek az értékek szolgálnak alapul a víztestek ökológiai állapotának és a vízminőségi elemek (pl. biológiai, fizikai-kémiai paraméterek) változékonyságának megfigyeléséhez. A referenciatételek modellezése előrejelzési (predictive modeling) és utóértékelési (retrospective evaluation) megközelítéssel történhet, amelyek korábbi adatok és megbízható források felhasználásával biztosítják, hogy a feltételek az adott víztesttípusokra alkalmazhatók és pontosak legyenek.

Romániában a felszíni vízmonitoringot a 662/2001-es kormányhatározat szabályozza, amely a vizek védelmével és a szennyezőanyagok ellenőrzésével foglalkozik, figyelve az ipari és mezőgazdasági szennyezésekre.

A 4. táblázat mutatja a romániai felszíni vizek monitoring programját.

4. táblázat: A romániai felszíni vizek monitoring programja

Minőségi elem	Folyók	Tavak	Átmeneti vizek	Part menti vizek
Biológiai				
Fitoplankton	6 hónap	6 hónap	6 hónap	6 hónap
Egyéb vízi növényzet	3 év	3 év	3 év	3 év
Makrogerinctelenek	3 év	3 év	3 év	3 év
Halak	3 év	3 év	3 év	-
Hidromorfológiai				
Folytonosság	6 év	-	-	-
Hidrológia	folyamatos	1 hónap	-	-
Morfológia	6 év	6 év	6 év	6 év
Fizikai-kémiai				
Hőmérsékleti viszonyok	3 hónap	3 hónap	3 hónap	3 hónap
Oxigénellátottság	3 hónap	3 hónap	3 hónap	3 hónap
Sótartalom	3 hónap	3 hónap	3 hónap	-
Tápanyagok	3 hónap	3 hónap	3 hónap	3 hónap
pH	3 hónap	3 hónap	-	-
Egyéb szennyezők	3 hónap	3 hónap	3 hónap	3 hónap
Elsőbbségi anyagok	1 hónap	1 hónap	1 hónap	1 hónap

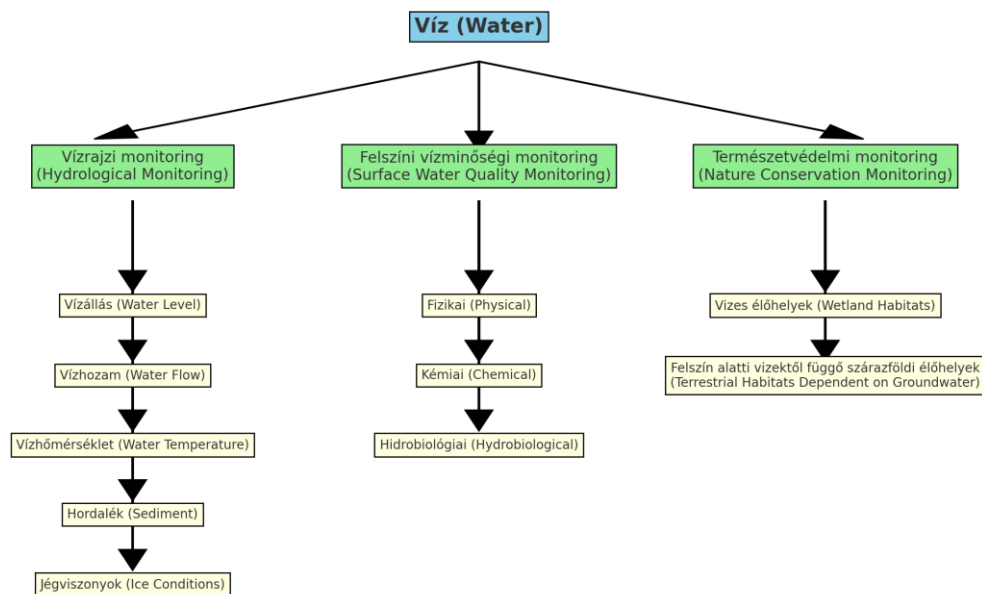
A 188/2002-es kormányhatározat meghatározza a szennyvízkezelésre vonatkozó szabályokat, amelyek célja a felszíni vizek minőségének védelme. A 2006. február 16-i, a felszíni vizek minőségének osztályozásáról szóló normatívát a Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium adta ki, és a 2006. június 13-i 511a. számú Hivatalos Közlönyben jelent meg (5. táblázat). Ezt a normatívát a 161/2006-os rendelet hagyta jóvá.

5. táblázat: Felszíni vízminőségi paraméterek és határértékek a 2006. február 16-i, a felszíni vizek minőségének osztályozásáról szóló normatíva alapján (Monitorul Oficial nr. 511/2006) [88], [89].

Minőségi indikátor	Mértékegység	Vízkémiai állapot (I.)
pH		6,5-8,5
Ammónium-nitrogén (NH₄-N)	mg/l	0,4
Nitrát-nitrogén (NO₃-N)	mg/l	1
Nitrit-nitrogén (NO₂-N)	mg/l	0,01
Összes foszfor (TP)	mg/l	0,15
Összes nitrogén (TN)	mg/l	1,5
Oldott oxigén (DO)	mg/l	9
Biokémiai oxigénigény (BOD₅)	mg/l	3,0
CCO_{Cr}	mg/l	10
Rögzített maradék (FR)	mg/l	500

2.2.5 Természetvédelmi monitoring

A természetvédelmi monitoring (4. ábra) célja a vízi élőhelyek állapotának folyamatos nyomon követése, valamint a fenyegetettségek időben történő azonosítása és kezelése.



4. ábra: Vízmonitoring rendszer Szerk: Tóth Piroska, forrás: [90]

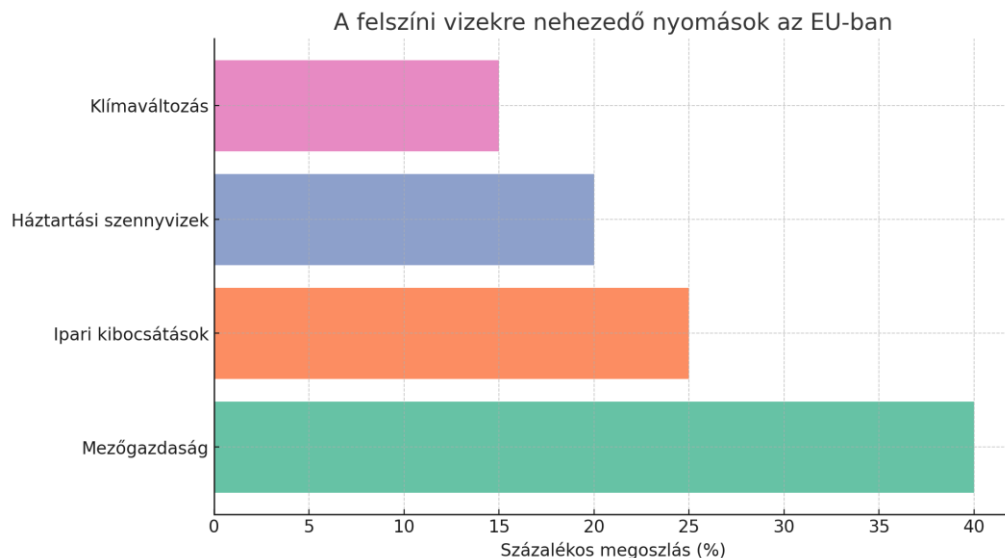
2.3 A vizes élőhelyek nemzetközi helyzete

A vizes (szemiakvatikus) élőhelyek közé sorolhatók azok a területek, ahol a vízmélység középvízálláskor nem haladja meg a 2 métert, és legalább egyharmadát makrovegetáció borítja. Ide tartoznak a nádasok, mocsarak, lápok, szikesek, valamint a hidromorf talajú területek, ahol a talaj felső rétege időszakosan vízzel telített. Ezek az élőhelyek nemcsak számos faj számára nyújtanak otthont, hanem hozzájárulnak a vízkörforgás fenntartásához, a talajvíz utánpótlásához és a helyi klímaszabályozáshoz [91].

A klímaváltozás új kihívásokat támaszt a vízminőség védelmében [92], mivel a megváltozott csapadékminták, a megnövekedett hőmérséklet és a szélsőséges időjárási események befolyásolják a tápanyagok eloszlását és koncentrációját [5], [58]. Ezek a változások súlyosbítják az eutrofizációs problémákat és újabb vízminőségi problémákat eredményezhetnek [7], [46]. Az európai felszíni vizek csupán 40%-a van jó ökológiai állapotban, míg jó kémiai állapotban 38% található. A felszíni édesvizeket jelentősen terhelik a hidromorfológiai nyomások (40%), a diffúz források (38%), – különösen a mezőgazdasági szennyezések – a légköri lerakódások, a pontszerű szennyezések (18%) és a vízkivétel (6%). Az európai vízgyűjtő területek több mint egyharmada határokon átnyúló [30]. A Föld vízkészletének több mint 97%-a sósvíz, míg a teljes globális víz csupán 2,5%-a édesvíz, amelynek nagy része gleccserekben és jégsapkákban tárolódik. A felszíni édesvíz, amely folyókban, tavakban és víztározókban található, az édesvízkészlet mindössze 1,2%-át teszi ki, míg a felszín alatti víz 30,1%-ot képvisel. Az édesvízi tavak a világ összes vízkészletének mindössze 0,003%-át adják [93]. Ez az eloszlás rávilágít a felszíni vízkészletek kezelésének és védelmének kiemelt fontosságára. Ezek a korlátozott források létfontosságúak az ökoszisztémák és az emberi tevékenységek fenntartásában [32], [94], [95]. A probléma kezelésére integrált megközelítésekre van szükség, amelyek magukban foglalják a mezőgazdasági gyakorlatok javítását, a szennyvízkezelés fejlesztését és a természetes víztisztító rendszerek, mint például a vizes élőhelyek védelmét és helyreállítását [96], [97]. Az adaptív vízgazdálkodási stratégiák alkalmazása szintén szerepet kap a klímaváltozás hatásainak mérséklésében [8]. A kutatási eredmények szerint a klímaváltozás, a vízhasználat és a földhasználat változásai együttesen növelhetik az üledékterhelést és csökkenthetik a vízhozamot, ami a vizes élőhelyek degradációjához vezethet [41], [98], [99], [100].

A megfelelő vízminőség iránti igény szigorú szabályozásokat eredményezett a víz kémiai paramétereinek szabályozására vonatkozóan, a tápanyagok tekintetében (Nitrates Directive - 91/676/EEC). Ennek ellenére a természetes vízszennyezési források és szezonális változások gyakran kimaradnak ezekből a szabályozásokból [101]. Az életminőség javulása szorosan összefügg a környezet és a vízminőség állapotával. A fenntartható fejlődési célokat (SDG-k) figyelembe kell venni a környezet állapotának javítása érdekében, kihasználva az innovatív technológiák előnyeit [95], [102]. A fenntartható fejlődési célok eléréséhez a természet alapú megoldások (Nature-based Solutions, NbS) alapvető szerepet játszanak, a 13. (klímaváltozás elleni fellépés), a 14. (víz alatti élet) és a 15. (szárazföldi ökoszisztémák védelme) célok megvalósításában. Az NbS integrálása a közpolitikákba és gyakorlatokba elősegíti az ökoszisztéma-alapú megközelítések elterjedését, amelyek hosszú távon fenntartható és gazdaságilag előnyös megoldásokat kínálnak [103], [104], [105], [106], [107]. A természet képes gyakorlati megoldásokat nyújtani a környezeti problémákra, és ez a koncepció integrált megközelítést igényel a különböző tudományágak között [104], [105], [106], [107], [108]. A természet alapú megoldásokat a Természetvédelmi Világszövetség (IUCN) úgy határozza meg, mint "a természetes vagy módosított ökoszisztémák védelmére, fenntartható kezelésére és helyreállítására irányuló intézkedések, amelyek hatékonyan és adaptívan kezelik a társadalmi kihívásokat és egyidejűleg az emberi jólét és a biológiai sokféleség javát szolgálják" ([109], [110], [111]).

Az EU a felszíni édesvizek állapotáról (5. ábra) [33] közzétett 2024-es jelentése alapján Magyarország vizeinek 46% éri el a jó minőséget a vizsgált 493 víztestből, 501 víztest (46%) minősége nem ismert, míg 84 víztest (8%) nem éri el a jó minőséget. Ez az arány Romániában 98% jó minőségű a 2959 víztestből és csak 2%, vagyis 69 víztest, amely nem éri el a jó vízminőséget. Azonban az EU tavainak 45%-a és a folyóinak 34%-a nem éri el a jó minőséget [112].



5. ábra: Európai Unió felszíni vizeire nehezedő főbb nyomások 2023-ban (szerkesztette: Tóth Piroska, forrás: [112])

2.3.1 Vizes élőhelyek és a természetvédelmi irányelvek szerepe

A Ramsari Egyezmény (1971) célja a vizes élőhelyek megőrzése és fenntartható használata. Az egyezmény előírja az ökológiai rendszerek működésének megértését és az emberi tevékenységek integrált kezelését [113], [114]. Az egyezmény külön hangsúlyt fektet a mesterséges vizes élőhelyekre, úgy mint a halastavakra, amelyek különleges figyelmet igényelnek, mivel ezek állapotát és működését gyakran közvetlenül befolyásolja az emberi tevékenység [113], [115].

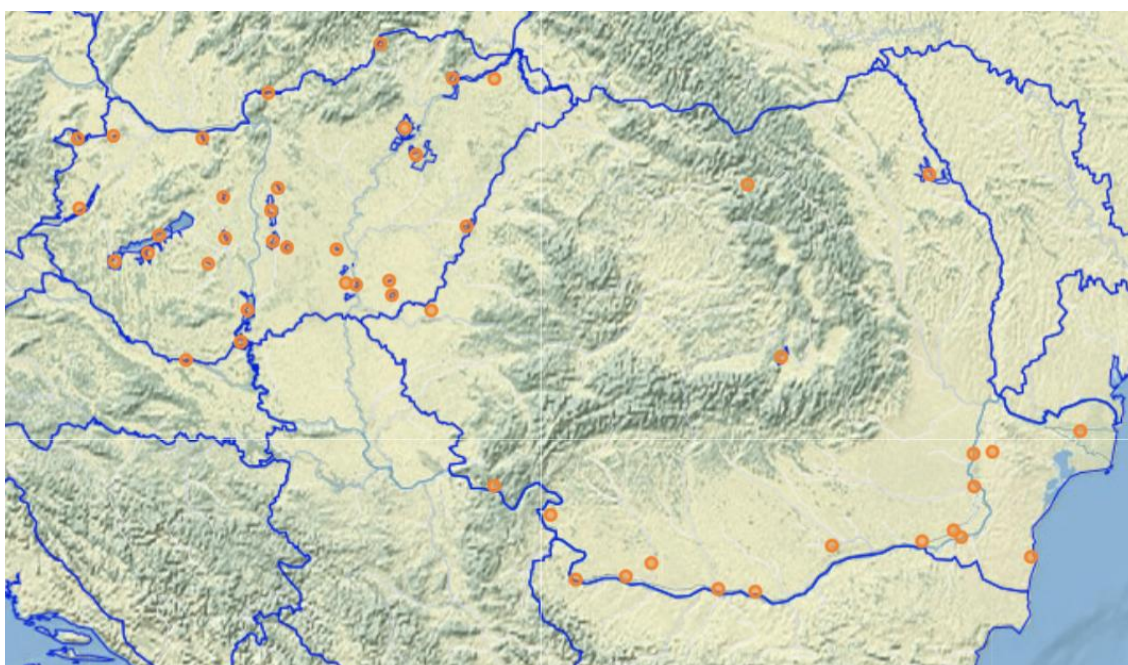
A Natura 2000 hálózat szintén kiemelt figyelmet fordít a vizes élőhelyek védelmére, amelyek kiemelten fontosak a biodiverzitás megőrzésében és számos faj életterének biztosításában.

A vízimadarak, amelyek a vizes élőhelyektől függenek, számos madárcsoportot foglalnak magukban, (récék, gémek, sirályok, pólingfélék és vöcsökfélék). E csoportok eltérő táplálkozási és viselkedési szokásaik révén különböző ökológiai szerepeket töltenek be az ökoszisztémában. Az Európai Unió Madárvédelmi Irányelve (1979) és Élőhelyvédelmi Irányelve (1992) alapját képezik a Natura 2000 hálózatnak, amely biztosítja az élőhelyek és a vadon élő fajok védelmét.

A 6. táblázat a ramsari területek élőhelytípusok szerinti megoszlását mutatja Romániában.

6. táblázat: Területi megoszlás élőhelytípusok szerint Romániában, [24]

Élőhelytípus	Ramsari területek száma	Kiterjedés (ha)
Mocsarak és lápok	7	450 000
Tavak és halastavak	5	300 000
Folyók és ártéri területek	5	200 000
Tengeri és tengerparti élőhelyek	2	250 000
Vegyes (több típusú élőhelyek)	1	50 000



6. ábra: Ramsar területek Magyarországon és Romániában, [24]

Románia területén a Ramsar területek (6. ábra, 6. táblázat) különböző élőhelytípusokat határol le, amelyek közül a mocsarak és lápok a leggyakoribbak, míg a vegyes típusú élőhelyek a legkisebb kiterjedésűek.

Magyarországon 29 Ramsar terület található, amelyek összesen több mint 260 ezer hektárt foglalnak magukban. Ezek a vizes élőhelyek nemzetközi jelentőségűek, kiváltképpen a vízimadarak élőhelyei szempontjából. A területek közé tartoznak tavak (pl. a Balaton, Fertő-tó), folyók árterei (Tisza, Duna), és lápok vagy mocsarak, mint a Hortobágyi-halastavak vagy a Kardoskúti Fehér-tó.

A biodiverzitás monitorozása nemzetközi kötelezettségeken alapul, és kulcsfontosságú az ökoszisztémák fenntarthatóságának biztosítása érdekében is. Az adatok segítenek az élőhelyek és fajok védelmi státuszának értékelésében, a természetvédelmi prioritások meghatározásában és a klímaváltozás ökológiai hatásainak

feltárásában. A riói "Biológiai sokféleségről" szóló egyezmény, az Európai Unió Madárvédelmi Irányelve (79/409/EGK, amelyet a 2009/147/EK irányelv váltott fel), az Élőhelyvédelmi Irányelv (92/43/EGK), valamint a VKI kiemelten szabályozza a biodiverzitás monitorozását. A cél a biológiai sokféleség állapotának és változásainak nyomon követése a NATURA 2000 hálózatban, Ramsari területeken és egyéb természetvédelmi oltalom alatt álló élőhelyeken. A tudományos alapú monitorozás az egyedszámok, a populációdinamika, az élőhelyi változások, valamint a fenyegető tényezők pontos nyomon követésére irányul.

2.3.2 A vízimadár-monitorozás jelentősége és az indikátorfajok szerepe

A biodiverzitás monitorozása fontos eszköze a biológiai sokféleség állapotának felmérésére és megőrzésére irányuló erőfeszítések támogatására. E folyamat során a különböző ökológiai rendszerek (pl. populációk, közösségek, élőhelyek) állapotának és változásainak rendszeres nyomon követése történik. A felmérések céljai lehetnek tudományos jellegűek, amelyek az ökoszisztémák és azok változásainak alapos megértését szolgálják, vagy természetvédelmi célúak, amelyek a védelmi intézkedések hatékonyságának értékelésére és a megfelelő beavatkozások tervezésére irányulnak [116].

Konkrét fajokra irányuló monitorozás a különleges vagy veszélyeztetett madárfajokra összpontosít [117], [118]. Célja, hogy nyomon kövesse ezeknek a fajoknak a populációdinamikáját, elterjedését és élőhely-használatát. Ez segít megérteni a fajok populációinak változásait, az élőhelyekre gyakorolt hatásait és a megőrzésükre irányuló stratégiák kialakítását [119].

Az általános madárszámlálási programok célja, hogy átfogó képet nyújtsanak az összes madárfaj állományáról és élőhely-használatáról egy adott területen. Ezek a programok indikátor szervezetekként használják a madarakat, hogy felmérjék a madárdiverzitást és az élőhelyek minőségét, valamint az azokra ható környezeti tényezők – klímaváltozás vagy szennyezés – hatásait [120]. A programok keretében vizsgálják a madárfajok sűrűségét és eloszlását, valamint az élőhelyek változásait, amelyeket egy standardhoz vagy célértékhez viszonyítva értékelnek. Az adatok gyűjtése olyan módon történik, hogy az eltérések okaira is fényt derítsenek [121], [122].

Az ilyen vizsgálatok rávilágítanak arra, hogy a madárfajok jelenléte, eloszlása és populációdinamikája fontos információkat nyújt az élőhelyek állapotáról. Egy adott

területen a madárfajok változatossága az élőhely minőségét vagy a természetes élőhelyek átalakulását tükrözi [123], [124].

Továbbá, a madarak viselkedésének, táplálkozási szokásainak és vonulási mintáinak megfigyelése szintén segíthet a környezeti változások, például az éghajlatváltozás vagy a mezőgazdasági gyakorlatok hatásainak kiértékelésében [124]. Ha egy adott területen a madarak vonulási mintái megváltoznak, vagy új táplálékforrások után kutatnak, az arra utalhat, hogy az élőhelyükön vagy az éghajlatban jelentős változások történtek [125], [126], [127].

A madarak vonulási szokásai összefüggnek a környezeti változásokkal, beleértve az éghajlatváltozás hatásaival is [128]. A fenológiai változások vizsgálata segíti annak megértését, hogy a madarak miként reagálnak a változó környezeti feltételekre, például a klímahatásokra vagy a táplálékforrások elérhetőségére [129], [130].

A madármegfigyelési és adatgyűjtési módszerek alapvető szerepet játszanak a biodiverzitás védelmében, az Európai Unió Madárvédelmi Irányelve (2009/147/EK) célkitűzéseinek megvalósításában. A megfigyelési módszerek közé tartozik a Dán-rendszerű pontszámlálás, amely az állományváltozás hosszú távú trendjeit követi, valamint a kétszeri pontszámlálás és a vonalszámlálás, amelyek a populáció sűrűségének relatív és abszolút meghatározását távolságbecslési technikákkal teszik lehetővé (Distance program). A territóriumterképezés az abszolút sűrűség és a térbeli eloszlás pontos feltérképezését szolgálja, míg az állománytrendek vizsgálata a TRIM (Trends & Indices for Monitoring Data) statisztikai modellek segítségével elemzi a populációk dinamikáját. Ezek a módszerek támogatják a populációk állapotának és hosszú távú változásainak nyomon követését, valamint a természetvédelmi intézkedések tervezését és hatékonyságának értékelését [121][116].

A madarak biológiai indikátorként történő alkalmazása hozzájárul a biodiverzitás megőrzéséhez és a természetvédelmi stratégiák kialakításához. Az ökoszisztémák állapotát olyan mutatók segítségével értékelik, mint a biológiai integritás indexe (Index of Biological Integrity, IBI), amely lehetővé teszi az ökoszisztéma integritásának madarak révén történő felmérését [131]. A madarak kulcsszerepet töltenek be a szennyező anyagok, pl. a higany (Hg) trofikus transzferének vizsgálatában a különböző táplálékhálózatokban [132]. A környezeti, éghajlati és emberi tevékenységekből eredő változások hatásainak feltárásában a madárfajok monitorozása kiemelt szerepet játszik [133]. A történelmi Magyarország területén több mint 100 éve zajló megfigyelések alapvető segítséget nyújtanak a biodiverzitás állapotának és változásainak feltárásában

[134]. Az indikátorok alkalmazása lehetővé teszi nagy területek biológiai sokféleségének nyomon követését, amely alapvető a természetvédelmi intézkedések megtervezéséhez [135], [136].

2.4 *A vízimadarak szerepe az anyagforgalomban*

A vonuló vízimadarak anyagforgalmi szerepe és eutrofizációhoz való hozzájárulása régóta kutatott téma a nemzetközi szakirodalomban [16], [137]. Ezen madarak jelentősége az adott vízi élőhelyek jellegétől, a tápanyagforrások összetételétől és a populációmérettől függően jelentős eltéréseket mutatnak. Az izolált tavak esetében, ahol a külső tápanyaginput korlátozott, a vízimadarak tápanyagtranszportban betöltött szerepe különösen hangsúlyossá válhat [138], [139]. Az ilyen ökoszisztémákban a vízimadarak ürüléke nitrogén- és foszfortartalmának visszaforgatása közvetlen hatást gyakorolhat a trofitásra.

A kutatások kimutatták, hogy az anyagforgalom és a vízimadarak közötti kapcsolat eltérő az élőhelyektől függően, ahol a madarak tápanyagciklusokat rövidre záró szerepe kulcsfontosságú lehet. Egyes magyarországi szikes tavak esetében kimutatták, hogy a vízimadarak akár a teljes éves foszforterhelés jelentős részét is biztosíthatják. A madarakat három tápanyagforgalmi csoportba sorolják: nettó-importőr, exportőr-importőr és nettó-exportőr. A vizsgált tavakon a nettó-importőr gild-be sorolt madarak domináltak (51–70%), míg az exportőr-importőr csoport aránya 27–41% volt, a nettó-exportőrök pedig csak 3–8%-ot tettek ki [140]. A kísérletek kimutatták, hogy az *Anas* fajok szűrő-táplálkozóként hatékonyan távolítják el a vízből a planktonikus rákokat és gerincteleneket. A planktonikus rákok biomasszája nagyságrendekkel meghaladta a többi gerinctelenek biomasszáját. A madarak tápanyagterhelése hipertróf szintű tápanyagokat biztosított az algák számára, bár a primer planktonikus termelés csak oligotróf és mezotróf szinten mozgott a szélsőséges fizikai körülmények miatt [141]. A megfigyelt heterotrófia és trofikus kapcsolatok jelentős részét a vízimadarak szabályozták [140]. Más tanulmányok Európában – például a francia Grand-Lieu-tó esetében – azt találták, hogy a madarak közvetett tápanyaginputja elhanyagolható a nagyobb vízfolyások által szállított tápanyagokkal szemben [142]. Azonban a kisvízfolyások vízhozama a nagy folyókkal összehasonlítva rendkívül dinamikus, és elsősorban a helyi csapadékviszonyok és a talajvízszint alakulása határozza meg [143].

A kutatások, a Kis-Balaton esetében, rávilágítottak arra, hogy a vízimadarak által biztosított foszforterhelés mértéke csekély a Zala folyó által hozott tápanyagokhoz képest. Ezzel szemben a szikes tavakon a vízimadarak ürülék eredetű tápanyaginputjának környezeti hatásai jelentősek, a teljes P terhelés 90%-át is kitehetik [140].

A vízimadarak által kibocsátott tápanyagok, különösen a foszforformák, befolyásolhatják az algapopuláció növekedését és az eutrofizációs folyamatokat, de hatásuk az adott ökoszisztémától függ. A kutatások közül Gere és Andrikovics tanulmányai említik a vízimadarak anyagforgalmi hatását a Balaton térségében [137]. Bár a vízimadarak foszforterhelése elhanyagolható volt a teljes tápanyagterheléshez képest, ezek a megfigyelések rávilágítottak arra, hogy a madarak fontos indikátorai lehetnek a vízi élőhelyek ökológiai állapotának. A Balti-tenger délkeleti részén levő Curoniai-lagúnában végzett kutatás kimutatta, hogy a vízimadarak jelentős foszforforrást jelentenek, különösen alacsony vízállás idején. A madarak foszforürítése a teljes külső P-terhelés 1–12%-át tette ki, amely nyáron érte el csúcspontját. Morkune és kollégái tanulmányukban a foszforterhelés becslésére irányuló vizsgálatok alapján megállapították, hogy a vízimadarak trofitásban betöltött szerepe változó, és nagymértékben az adott ökoszisztéma sajátosságaitól függ [144].

2.4.1 Guild-modellek és funkcionális madárcsoportok szerepe

A vízimadarak funkcionális csoportokként (gildekként) definiálhatók, amelyek a tápanyagforgalomban betöltött szerepük alapján nettó importőrök, nettó exportőrök vagy importőr-exportőrök lehetnek. Ez a besorolás annak alapján történik, hogy az adott fajok tápanyagot juttatnak be az ökoszisztémába (pl. ürülékük révén), eltávolítanak onnan (táplálkozásukkal), vagy mindkét folyamatban részt vesznek [145].

A guild-modell három fő csoportot különít el:

- Nettó importőrök: Olyan fajok, amelyek a tavakon kívüli forrásokból származó tápanyagokat juttatnak be a tavak ökoszisztémájába.
- Importőr-exportőrök: Ezek a fajok egyszerre járulnak hozzá a tápanyagok beviteléhez és eltávolításához, mivel táplálkozásuk részben a tavakon belül, részben azon kívül történik.
- Nettó exportőrök: Azok a fajok, amelyek a tavakon belüli táplálékforrásokat hasznosítják, és jelentős mértékben távolítanak el tápanyagokat az ökoszisztémából.

Ez a differenciálás segíti a madarak ökológiai funkcióinak értékelését, és hozzájárul a tavak és vizes élőhelyek anyagforgalmi dinamikájának jobb megértéséhez. Az ilyen megközelítés támogatja az ökológiai monitoring fejlesztését és a kezelési stratégiák tervezését [146].

A vízimadarak meghatározó szerepet töltenek be a sekély tavak és vizes élőhelyek trofikus kapcsolatrendszerének szabályozásában. Egyrészt a "bottom-up" hatás révén a madarak által közvetített tápanyagok beáramlása hozzájárul az algák produktivitásának növekedéséhez. Másrészt a "top-down" hatás a madarak táplálkozási szokásain keresztül alakítja a zooplankton szervezetek és a makroszkópikus gerinctelenek populációdinamikáját [140].

2.5 *Vízminőségi mutatók alkalmazási lehetőségei*

A vízminőség értékelésében a Vízáminőségi Index (Water Quality Index - WQI) alapvető eszközként szolgál, amely különböző vízminőségi paraméterek összegzésével egyetlen indexszámot ad meg, ami a víz általános minőségét reprezentálja. A WQI számításához szükséges paraméterek kiválasztása kritikus fontosságú, mivel közvetlenül befolyásolja az index pontosságát és megbízhatóságát. A hagyományos megközelítések gyakran nehézségekbe ütköznek, a magas költségek, a paraméterek redundanciája miatt, ahol egyes domináns paraméterek elnyomják a többi paraméter hatását, ami aszimmetrikus eredményekhez vezethet [147]. A vízminőségi indexek (WQI) története a 20. század közepéig nyúlik vissza. Az első WQI-t Horton dolgozta ki 1965-ben, amely tíz paramétert (pl. oldott oxigén, pH, szennyező anyagok) tartalmazott [148]. Ezt a módszert a következő évtizedekben továbbfejlesztették, különböző regionális és nemzeti kontextusokhoz igazítva. Például Brown és munkatársai 1970-ben újabb WQI-t fejlesztettek ki, amely kilenc paramétert foglalt magában, és geometriai átlagolást alkalmazott [149]. Az 1980-as években több új mutatót, például a Dinius [150] indexet vezettek be, amelyek célja a vízminőség részletesebb értékelése volt. A 21. században a vízminőségi indexeket egyre inkább a statisztikai és többváltozós elemzések integrálásával fejlesztették tovább [151], [152]. Az olyan mutatók, mint a kanadai CCME WQI és a maláj MWQI, különféle környezeti tényezőket vettek figyelembe, és a vízminőség összetettebb értékelését tették lehetővé.

A National Sanitation Foundation Water Quality Index (NSFWQI) az egyik legismertebb és legszélesebb körben alkalmazott vízminőségi index (WQI), amely kilenc

paraméter alapján értékeli a vízminőséget. Ezek közé tartozik az oldott oxigén, a pH, a hőmérséklet-változás, a szuszpendált szilárd anyagok, a biokémiai oxigénigény (BOD), a nitrogén, a foszfor, a bakteriális szennyezés és az összes oldott szilárd anyag (TDS). A paramétereket normalizálják és súlyozzák, hogy meghatározzák a végső WQI értéket.

Az Oregon Water Quality Index (OWQI) kifejezetten Oregon állam vizeinek értékelésére lett kifejlesztve, és a fizikai-kémiai paraméterekre, például a hőmérsékletre és a tápanyagokra alapozva határozza meg a vízminőséget.

A Dissolved Oxygen Deficit Index (DODI) elsősorban a víz oldott oxigénszintjére összpontosít, amely kritikus a vízi élőlények számára, különösen az oxigénigényes fajok életfeltételeinek megőrzése szempontjából.

A Bhargava-féle WQI kifejezetten az indiai vízminőségi viszonyokhoz lett kialakítva. Ez a modell figyelembe veszi a helyi vízminőségi paramétereket, például a fluorid koncentrációját, a vezetőképességet és a hőmérsékletet. Különösen hasznos olyan régiókban, ahol a helyi vízminőségi problémák eltérnek a globális standardoktól.

Az utóbbi időben a gépi tanulás és statisztikai módszerek alkalmazása egyre inkább elterjedt a vízminőségi paraméterek kiválasztásának optimalizálásában. Ezek az adatvezérelt módszerek célja, hogy növeljék a WQI számításának hatékonyságát és pontosságát azáltal, hogy csökkentik a szükséges paraméterek számát anélkül, hogy veszélyeztetnék a megbízhatóságot. Az ilyen megközelítések nemcsak a működési költségek csökkentéséhez járulhatnak hozzá, hanem a vízminőség-előrejelzések pontosságát és megbízhatóságát is javíthatják [153].

Bár ezen módszerek alkalmazása egyre elterjedtebb, a szakirodalomban még mindig jelentős hiány mutatkozik a paraméterkiválasztási stratégiák átfogó áttekintése terén. Az ilyen áttekintések elengedhetetlenek ahhoz, hogy érvényesítsék az adatvezérelt megközelítések hatékonyságát, és biztosítsák, hogy a WQI megbízható mérőszámot nyújtson a vízminőségről [154].

A WQI meghatározása szorosan összefügg a víztestek vizsgálandó vízminőségi paramétereinek kiválasztásával, amelyek a WQI-t fogják alkotni. A paraméterek kiválasztása alapvető jelentőséggel bír a vízminőség értékelésében, mivel ezek a paraméterek fogják meghatározni, hogy egy vízfolyás milyen vízminőségi kategóriába kerül a vízminőségi index alapján.

2.5.1 Vízminőségi paraméterkészlet kiválasztása

A bizonytalanság csökkentése érdekében a WQI paraméterek kiválasztásakor gyakran szakértői véleményekre támaszkodnak, amelyek az alkalmazási helytől és földrajzi terület sajátosságaitól függően eltérhetnek. Ez az eltérés variabilitást eredményezhet a vízminőség értékelésében. Az adatvezérelt megközelítések, úgy mint a statisztikai módszerek és a gépi tanulási modellek, hatékony eszközként szolgálhatnak a legmegfelelőbb vízminőségi paraméterek azonosítására [155]. A vízminőségi index(19ekre vonatkozó iránymutatások többsége előre meghatározott paraméterkészleteket javasol az egységes szabványosítás érdekében, miközben a módszertani bizonytalanság csökkentésére törekszik [156].

2.5.2 A vízminőségi paraméterkészlet csökkentésének módszerei

A WQI módszerben a paraméterek számának csökkentése arra irányul, hogy a vízminőség szempontjából a legfontosabb és leginkább releváns tényezőket azonosítsa, javítva ezzel a módszer hatékonyságát és pontosságát. Ez lehetővé teszi, hogy a WQI jobban tükrözze a valós vízminőségi állapotot, miközben csökkenti az adatok gyűjtésével és feldolgozásával járó költségeket és időt.

A összes mért paraméter számának csökkentésére különböző modelleket alkalmaztak, többek közt a random forest és a rekurzív jellemző elimináció kombinációt [157], valamint a lasso módszereket, melyek felülmúlták az egyéb jellemzőválasztási technikákat, hatékonyan csökkentve a paraméterkészleteket. Osztályozóként sikeresen alkalmaztak deep neural network módszert [158]. A Relief módszer is alkalmas volt erre, míg egy másik tanulmány a lépésenkénti többszörös lineáris regressziót (MLR) használta hatékonyan csökkentve a felesleges paraméterek számát [159].

2.6 Főkomponens-analízis - PCA (Principal Components Analysis)

A PCA célja, hogy nagy adathalmazok dimenzióit csökkentse, minimális információvesztés mellett [160]. A PCA az adatokat új, származtatott jellemzőkké, úgynevezett főkomponensekké alakítja, amelyeket a magyarázott variancia sorrendjében rendez. Az első néhány főkomponens az eredeti adathalmaz információinak legnagyobb részét tartalmazza, ezzel elősegítve az adatok egyszerűsítését és a főbb mintázatok feltárását [161].

2.6.1 A PCA alkalmazása Víztisztítási Index (WQI) elemzésére

A főkomponens-analízis (PCA) alkalmas módszer a WQI elemzésre, amely a vízminőségi paraméterek integrálásával egyetlen számszerű értéket ad a víz általános minőségéről. A PCA egyik fő előnye a dimenziócsökkentés, amely lehetővé teszi a többdimenziós adathalmaz egyszerűsítését, miközben megőrzi a változók által magyarázott legfontosabb információkat. A PCA segítségével a WQI elemzése során a vízminőségi adatok egyszerűsítése és értelmezhetőbb tétele dimenziócsökkentéssel, mintázatok és klaszterek azonosításával, valamint a legfontosabb paraméterek súlyozásával valósítható meg.

2.6.2 Főkomponens-regresszió (PCR - Principal Component Regression):

A PCR a PCA-t használja a független változók dimenzióinak csökkentésére, mielőtt lineáris regressziót végeznénk.

A PCR először kiválasztja azokat a főkomponenseket, amelyek a legtöbb információt hordozzák az eredeti változók varianciájáról, majd ezeket használja a függő változó becslésére.

A módszer hasznos lehet, amikor az eredeti változók között multikollinearitás (egymás közötti erős korreláció) áll fenn, mert a PCR csökkenti az ebből eredő problémákat.

2.6.3 Adathalmazok a PCA és PCR alkalmazásával

A PCA-t és a PCR-t is alkalmazhatjuk a képzési (training), a validálási (validation) és a teszt (test) adathalmazokra.

Képzési adathalmazhoz a PCA elemzést végezzük és tréneljük a PCR modellt. Az így kapott főkomponenseket vagy a regressziós együtthatókat használjuk a modell konstruálására [162].

Validálási adathalmaz a képzési adathalmazzal létrehozott modellt finomhangoljuk, és meghatározzuk, hány főkomponenst használjunk a PCR-ben.

Teszt adathalmaz az, amelyen a végső modell teljesítményét értékeljük. Itt teszteljük, hogy a modell hogyan generalizálja az ismeretlen adatokat [161].

A PCA és a PCR használata során az összes adathalmazt azonos módon kell előkészíteni és transzformálni, hogy az eredmények összehasonlíthatóak és értelmezhetőek legyenek. A főkomponensek azonban nem feltétlenül relevánsak a regresszió válaszváltozóival.

A regressziós modellekben a főkomponensek kiválasztásához a regressziós veszteségfüggvény és a PCA célfüggvény egy egylépéses kvadratikus programozási formulában kombinálható [163].

A PCA módszer felépítésének és levezetésének magyarázatához a következő jelöléseket alkalmaztam. Adott $\mathbf{X} \in R^{n \times p}$ egy mátrix, amely nulla átlagra és egységnyi varianciára standardizált adatokat tartalmaz minden $i=1, \dots, p$ oszlopban, ahol n a megfigyelések száma és p a megfigyelt változók száma.

A PCA során az adathalmazt nem az eredeti p változók szerint elemzik, hanem egy átalakítást alkalmaznak, amely lehetővé teszi, hogy az adatokat m változók függvényében vizsgálják, ahol ideális esetben $m \ll p$ (azaz m jóval kisebb, mint p) igaz [164]. A dimenziócsökkentés az adatok lényegi információinak megtartása a sokkal kisebb dimenziós térben, amelyben az újonnan származtatott főkomponensek (amelyek az eredeti változók lineáris kombinációi) hordozzák a legnagyobb varianciát.

Ez az alkalmazott transzformáció lineáris és meghatározza a terhelővektoroknak nevezett ortogonális vektorok halmazát, amelyeket a terhelővektorok irányában magyarázott variancia mennyisége szerint rendezünk. A transzformációhoz az \mathbf{X} minta kovarianciamátrixának ($\mathbf{V} \in R^{p \times p}$) kiszámítása a (3.) egyenlet szerint történik.

$$\mathbf{V} = \frac{1}{n-1} \mathbf{X}^T \mathbf{X} \quad (3).$$

A kovarianciamátrix szingulárisérték-dekompozícióját követően a (4.) egyenletet kapjuk, ahol $\mathbf{P} \in R^{p \times p}$ egy olyan mátrix, amelynek oszlopai az úgynevezett terhelési vektorokat tartalmazzák, amelyek a \mathbf{V} sajátvektorai, míg $\mathbf{\Lambda} \in R^{p \times p}$ egy olyan mátrix, amely a \mathbf{V} sajátértékeit tartalmazza az átlójában.

$$V = P\Lambda P^T \quad (4).$$

A Λ mátrixban lévő sajátértékeket csökkenő sorrendbe rendezzük a P mátrixban lévő megfelelő sajátvektorokkal együtt. Ezt követően a megtartandó PC-k számát (m) különböző kritériumok alapján lehet kiválasztani, beleértve a Kaiser-féle kritériumot [165]. A Kaiser kritérium szerint a főkomponens-analízis során csak azokat a faktorokat vegyük figyelembe, amelyek sajátértéke legalább 1, mivel ezek a komponensek több variációt magyaráznak, mint egyetlen eredeti változó.

A megtartandó változók megfelelő számának kiválasztása után az adathalmaz $PC \in R^{n \times m}$ értékei kiszámíthatók a P első m oszlopát tartalmazó, az (5). egyenlet szerinti töltésvektorok redukált mátrixa ($P_\varepsilon \in R^{p \times m}$) segítségével.

$$PC = XP_\varepsilon \quad (5).$$

A P_ε transzformációs mátrix létrehozása után az adathalmaz eredeti változói közötti korrelációt a P_ε oszlopaiban tárolt töltési értékek alapján lehet megfigyelni. A különböző változók hasonló töltési értékei az említett változók közötti korrelációt jelzik. Az adathalmaz kiugró értékeit olyan mérőszámok segítségével lehet elemezni, mint a Q-statistic vagy a Hotelling-féle T^2 -próba. Ez a független (x) adatpontok T^2 értékének a (6). egyenlet szerinti kiértékelésével végezhető el, feltéve, hogy Λ invertálható.

$$T^2 = x^T P \Lambda^{-1} P^T x \quad (6).$$

Ezt az értéket ezután összehasonlítjuk a T^2 statisztikai érték hipotézis küszöbértékével, amely egy meghatározott megbízhatósági szintnek (α) felel meg, a (7). egyenlet szerint kiszámítva, ahol $F(\alpha, n, m)$ az F-eloszlást jelenti n és m paraméterekkel.

$$T_\alpha^2 = \frac{m(n-1)}{n-m} F(\alpha, n, m) \quad (7).$$

A kiugró értékek egy adott megbízhatósági szintre úgy mutathatók ki, hogy megvizsgáljuk, hogy az adatpont T^2 értéke meghaladja-e a számított T_α^2 értéket.

A megállapított PC-eket felhasználva regresszió végezhető, amelyet főkomponens-regresszió (Principal Component Regression, PCR) nevezünk. A PCR a legkisebb négyzetek regressziós modelljét használja a főkomponensek felhasználásával az eredeti $X \in R^{n \times p}$ adatmátrix és egy tetszőleges megfigyelt $y \in R^{n \times 1}$ változó közötti kapcsolat létrehozására. A regressziós modell formája a (8). egyenletben látható, ahol $\beta \in R^{p \times 1}$ a lineáris regresszió parametrikus vektora.

$$y = X\beta \quad (8).$$

A PCR esetében a regressziót a főkomponenseken (PC-ken) kell elvégezni, ami segít kiküszöbölni az eredeti változók közötti kollinearitást és megelőzni a numerikus problémákat. A klasszikus legkisebb négyzetek regressziós problémájának megoldását felhasználva a paramétervektor a (9). egyenlet szerint számítható ki [164].

$$\beta = P_\varepsilon(PC'PC)^{-1}PC'y \quad (9).$$

A PCR-módszert alkalmazó előrejelzések elvégzéséhez a megfigyelt adathalmazt általában több szegmensre osztjuk, az egyiket a képzésre, a másikat a becslő előrejelző képességeinek validálására használjuk. A regresszió teljesítményének számszerűsítésére általában a determinációs együtthatót (R^2) és az átlagos előrejelzési hiba négyzetét (MSPE) használják [166]. Az R^2 a megfigyelt változó variációjának és a prediktorváltozók felhasználásával megfigyelhető variációnak az arányát adja meg. Az MSPE-mérőszám ezzel szemben a regresszió átlagos négyzetes és összegzett előrejelzési hibájának abszolút értékét jellemzi a megfigyelt változóra vonatkozóan.

A két mutató a (10). egyenlet, illetve a (11.) egyenlet szerint számítható ki. A (9). egyenletben $\tilde{y} \in R^{n \times 1}$ a megfigyelt változónak a (8). egyenlet alapján számított előrejelzett értékeit, \bar{y} pedig a megfigyelt y adathalmaz átlagértékét jelenti.

$$R^2 = 1 - \frac{\sum_i (y_i - \tilde{y}_i)^2}{\sum_i (y_i - \bar{y})^2} \quad (10).$$

A (11. egyenlet esetében az E jel az előrejelzésre vonatkozó maradékok négyzetösszegének várható értékét mutatja.

$$MSPE = E \left(\sum_i (y_i - \tilde{y}_i)^2 \right) \quad (11).$$

2.7 A távérzékelés lehetőségei a vizes élőhelyek állapotfelmérésében

A távérzékelési képek, amelyek előnyei közé tartozik a nagy területi lefedettség, a gazdag spektrális információ, a magas térbeli és időbeli felbontás, valamint a nagyszámú adatforrás elérhetősége, kiemelt szerepet játszanak a víztestek gyors felmérésében és a vízminőség változásának nyomonkövetésében. A műholdas távérzékelés hatékony és megbízható módszert kínál a víztestekre vonatkozó alapvető információk gyors kinyerésére [167]. A térinformatikai rendszerek (GIS) és a távérzékelés alkalmazása a környezeti megfigyelésben és értékelésben forradalmasította az időbeli ökológiai változások elemzésének és megértésének képességét [168].

Az NDVI a növényzet állapotát tükrözi, míg az LST a felszín és víztestek hő kibocsátását jellemzi.

2.7.1 Normalizált differenciált vegetációs index (NDVI)

A Normalizált Differenciált Vegetációs Index (NDVI) egy széles körben használt távérzékelési mutató, amely a növényzet állapotának és eloszlásának értékelésére szolgál. Az NDVI az élő zöld növényzet jelenlétét és sűrűségét jelzi, és különösen hasznos a növényzet egészségének nyomon követésében. Az NDVI-értékek a növényzet klorofilltartalmát tükrözik: a magasabb értékek egészséges, sűrű növényzetet, míg az alacsonyabb értékek ritkás növényzetet vagy csupasz talajt jeleznek. A vizes területek alacsony NDVI-értékeket mutatnak, mivel a víz jelentős mértékben elnyeli a sugárzást. Az NDVI-t a növényzet által visszavert látható és közeli infravörös fény intenzitásának különbségéből számítható ki, ami lehetővé teszi a vegetációs borítottság és állapotának pontos elemzését. Az NDVI képlete a következő:

$$\text{NDVI} = \frac{(X_{nir} - X_{red})}{(X_{nir} + X_{red})} \quad (12)$$

X_{nir} a közeli infravörös (NIR) spektrumban mért visszavert sugárzás értéke,

X_{red} a vörös spektrumban mért visszavert sugárzás értéke.

Az NDVI értékei -1 és +1 között mozognak:

- +1 közeli érték, magas élő zöld növényzet szintjét jelzi,
- 0 közeli értéknél található a vízfelszín, a 0,1 nagyon zavaros vagy algás vízfelületet jelöl
- negatív értékek, a mesterséges felületek, amelyek több vörös fényt vernek vissza, mint közeli infravörös fényt.

Az NDVI egy -1 és +1 közötti értéket ad, amelyet a vörös és a közeli infravörös (NIR) sávok reflektanciaértékeiből számítanak ki; magas NDVI-érték akkor adódik, ha a vörös sávban alacsony, míg a NIR sávban magas a reflektancia.

Az NDVI-t és a felszíni hőmérsékleti adatokat a vizsgált terület vegetációs mintázataiban és hőmérsékleti viszonyaiban jelentkező anomáliák detektálására használtam.

2.7.2 Felszíni hőmérséklet (LST)

A Landsat 7 és L8 távérzékelő műhold felszíni hőmérséklet (Surface Temperature Level-2) mérései a 6-os termális infravörös sávból (ST_B6) származnak, amelynek tartománya 1-től 65 535-ig terjed. A termikus sávból származó digitális szám (DN) értékeket a feldolgozás során spektrális radianciává ($L\lambda$) alakítják, amely az adott hullámhosszon kibocsátott energiát jellemzi. Ez a radiancia alapvető szerepet játszik a felszíni hőmérséklet (LST) kiszámításában, amely a földfelszíni folyamatok és ökológiai dinamika vizsgálatához nélkülözhetetlen. Az LST térbeli felbontása 30 x 30 méter, ami részletes információt nyújt a területi változások pontos elemzéséhez. A mérések feldolgozása úgy történik, hogy a digitális számokat először a légkör tetején (TOA) mért radianciává alakítják, majd az atmoszférikus hatások figyelembevételével korrigálják, pontos felszíni hőmérsékletek meghatározása érdekében. A spektrális radiancia kiszámítása érdekében a Landsat 8 TIR sávok (10-es és 11-es sávok) digitális szám (DN) értékei spektrális radianciává kerültek átalakításra. A Landsat 8 és 9 műholdak termikus infravörös (TIR) sávjai kerültek alkalmazásra a felszíni hőmérséklet (LST) számításához.

A módszeres megközelítés során az adatfeldolgozási technikák a kutatási követelményekhez igazodtak. A Digital Earth (DEA) platformon az Open Data Cube keretrendszer biztosította a Landsat 8 és 9 termikus infravörös (TIR) adatok lekérését és elemzését, térbeli és időbeli paraméterek pontos megadásával.

Kezdetben az $L\lambda$ értékeket spektrális radianciává alakítottam a 13. képlet alkalmazásával:

$$L\lambda = \frac{L_{max} - L_{min}}{Q_{max} - Q_{min}} \times (Q_{cal} - Q_{min}) + L_{min} \quad (13).$$

Ahol $L\lambda$ a spektrális radiancia ($W \cdot sr^{-1} \cdot m^{-2}$), L_{min} 1.238 (a DN 1 értékének spektrális radianciája); L_{max} 15.600 (a DN 255 értékének spektrális radianciája); és DN a digitális szám (Q_{cal}).

Az $L\lambda$ értéket hőmérsékletté alakítottam a (14). egyenlet felhasználásával. A nyers műholdas méréseket (digitális számok - DN) valódi hőmérsékleti értékké alakítva Kelvinben a Landsat 8-ra specifikus képlet alkalmazásával:

$$LST = \frac{K_2}{\ln\left(\frac{K_1}{L\lambda}\right) + 1} \quad (14).$$

$$T (K) = 0.00341802 \times DN + 149.0 \quad (15).$$

Ahol T a hőmérséklet Kelvinben, K_1 és K_2 értékei a TM (tematikus leképező) és ETM+ (továbbfejlesztett tematikus leképező) esetében 607,76 és 1260,56 míg az OLI esetében 772,88 és 1321,07. Ez a lépés elengedhetetlen volt annak érdekében, hogy az adatok a valódi felszíni hőmérsékletet tükrözzék. A következő lépésben az LST-t, amely Kelvinben volt megadva, Celsius-fokra ($^{\circ}C$) alakítottam a 16. egyenlet segítségével:

$$LST (^{\circ}C) = T(K) - 273.15 \quad (16).$$

A *load_ard* függvény segítségével adatminőség-ellenőrzést és felhőmaszkolást végeztem. A feldolgozás során kiszűrtem a felhőtakaró vagy egyéb légköri zavarok által érintett adatokat, továbbá a hőmérsékleti méréseket automatikusan átalakítottam digitális számokból (DN) Kelvin fokba, ezzel optimalizálva a munkafolyamatot.

2.8 *Vízminőség modellek csoportosítása*

A vízminőség modellek két fő csoportba oszthatók: mechanikus modellek és empirikus modellek.

2.8.1 Mechanisztikus modellek

A mechanisztikus modellek, amelyek főként számítási áramlástanai technikákra (CFD) támaszkodnak a felszíni vizek időbeli és térbeli fejlődésének természeti törvényszerűségeken keresztül történő leírására [169], [170], [171], [172].

2.8.2 Empirikus modellek

Az adat alapú modellek csak az időszakosan megfigyelt adatokra támaszkodnak a vízminőségi paraméterek előrejelzéséhez. Bár nem olyan robusztusak, mint a mechanisztikus modellek, egyszerű alkalmazhatóságuk miatt elterjedtek. A vízminőség időbeli alakulásának becslésére az adatalapú megközelítések közül leginkább mesterséges neurális hálózati (NN) struktúrákat [173], támogató vektoros regressziós technikákat [174] és autoregresszív módszereket [175] használtak. A tendenciák azt mutatják, hogy bár az NN-modellek egyre népszerűbbé váltak, számos újszerű kutatási megközelítést felhasználva, mint a radiális bázisfüggvényes NN-ok [176], különböző integrált módszerek (különböző szűrőkkel bővítik a hálózatokat) alkalmazása [177], de ezzel együtt az általános gyakorlati alkalmazásuk még mindig számos problémával küzd [178]. A hálózati topológia meghatározása összetett folyamat, és problémaspecifikus ismereteket igényel, mivel a bemeneti és a becsült változók közötti kapcsolatoknak nincs egyértelmű fizikai jelentése, ezért nehezen értelmezhetőek. Az autoregresszív módszerek egyszerűbb szerkezetük és viszonylag nagy pontosságuk miatt még mindig nagy számban alkalmazzák a tudományos kutatásokban. A leggyakrabban használt technikák az autoregresszív (AR), AR (ARX), autoregresszív integrált mozgóátlag (ARIMA), ARIMA exogén bemenetekkel (ARIMAX), szezonális ARIMA (SARIMA) és SARIMA exogén bemenetekkel (SARIMAX) idősormodellek [179].

Ezeknek a technikáknak közös központi eleme, hogy az előrejelzett változó korábbi megfigyelt értékeit használják fel az említett változó jövőbeli értékeinek előrejelzésére, amit a modell autoregresszív összetevője biztosít. Bár ezek a technikák általában jó

teljesítményt nyújtanak, és a modellezett idősoroktól függően a pontosság tekintetében akár versenyezhetnek is a bonyolultabb modellstruktúrákkal [180], alapvetően lineáris technikák. Az ARMA modellek tehát csak stacionárius (állandó eloszlású) adatokkal működnek jól. A stacionárius idősort olyan sorozatnak tekintjük, ahol az adatok statisztikai tulajdonságai, mint az átlag és a variancia, időben nem változnak. Azonban a valós adatsorok gyakran nem stacionáriusak, ami azt jelenti, hogy ezek az adatsorok idővel változó átlagot, trendet vagy szezonális mintázatot mutathatnak. A differenciálás technikával ezek az adatok stacionáriussá tehetők. A differenciálás során az adatok között előforduló különbségeket vizsgálják, nem pedig az eredeti adatokat magukat, ezáltal a trendek és nem stacionárius viselkedések eltávolíthatók.

Ezért összetettebb, nemlineáris rendszerek esetén előrejelzési teljesítményük hiányos lehet, ezért a tisztán autoregresszív technikák és más modellezési módszerek közötti hibrid megközelítések egyre nagyobb kutatási érdeklődésre tartanak számot [179], [181]. Az ilyen hibrid technikákra példa az autoregresszív technikák Markov modellel való kombinációja [172], a wavelet-módszerek [182] és a hosszútávú memória módszerek [183]. A legkiterjedtebb és legelterjedtebb hibrid megközelítések azonban a NN-technikák és az autoregresszív megközelítések kombinációját használják [184], [185]. A kutatás fókusza ebben az esetben az általános alkalmazhatóság [176], a pontosság [186], [187] és az adateltérések (hiányzó adatok, kiugró értékek) kezelésére való képességének növelésére irányul [188].

A modelleket minden egyes alkalmazáshoz eseti jelleggel ajánlott kiválasztani. A hibrid módszerek és az NN-modellek sok esetben nagyon megbízhatóak lehetnek, ha nincsenek összetett környezeti és hidrológiai hatások, addig az autoregresszív modellek jól teljesítenek a vízminőség előrejelzésében egyszerűbb modellstruktúrákat használva. Ezért világszerte számos felszíni vízrendszerben tanulmányozták alkalmazhatóságukat a vízminőség felügyeletére [189]. A vízminőség modellek csoportosítása során az empirikus modellek különösen fontos szerepet játszanak, mivel ezek a modellek gyakorlati adatgyűjtésen és statisztikai elemzésen alapulnak. Az empirikus modellek alkalmazása során gyakran nagy mennyiségű adatot kell feldolgozni, amelyek különböző vízminőségi paraméterekre vonatkoznak. A PCA (Főkomponens-analízis) és a PCR (Principal Component Regression) olyan statisztikai módszerek, amelyeket az adattudományban és a gépi tanulásban használnak. A gépi tanulási módszerek alkalmazása a mintavételi gyakoriság csökkentését és az elemzéssel kapcsolatos költségek minimalizálását eredményezheti.

3 Anyag és módszer

3.1 A kutatási területek bemutatása

3.1.1 A Szúnyogszéki vizes élőhely bemutatása

A nemzetközi jelentőségű vizes élőhelyek jegyzékén szereplő 20 terület kiterjedése megközelíti az 1 250 000 hektárt, (1 177 748 ha) Romániában, ami az ország területének 5%-t teszi ki [24], [190]. A Ramsar területek nagyméretű élőhelyek, például a Duna-delta Bioszféra Rezervátum, ám Erdélyben csak egy ilyen terület található: a brassói medencében fekvő Szúnyogszéki vizes élőhely, amelyet a Homoród patak táplál.

A területet 2021-ben kiterjesztették, és a “Dumbrăvița-Rotbav-Măgura Codlei” Natura 2000 hálózat részeként 414 hektárról 2 282 hektárra bővült, magában foglalva a Rotbav halastó komplexumot is.

Ez a terület jelentős ökológiai folyosót biztosít a vízi- és gázlómadarak számára, lehetővé téve az élőhelyek közötti kapcsolatot. A folyók és tavak vegetációja ebben kulcsszerepet játszik, amit a Szúnyogszéki tavaknál végzett vizsgálatok is alátámasztottak [118]. E terület gazdag növényvilágnak ad otthont, és jelentős fészkelőhelyet biztosít több mint 30 vízimadár faj számára, emellett pihenőhelyként szolgál több mint 100 madár faj számára [118].

A célzott, integrált gazdálkodás eredményeként az utóbbi években jelentősen növekedett a védett vonuló madárfajok, mint a fekete gólya (*Ciconia nigra*) és a nagy kócsag (*Ardea alba*) száma [118]. A területen megtalálhatók a leggyakoribb fajok mellett néhány, Romániában ritkán előforduló faj is, mint a kanalasszék (*Platalea leucorodia*), a batlák (*Plegadis falcinellus*), az énekes hattyú (*Cygnus cygnus*) és a vörösnyakú lúd (*Branta ruficollis*).

A megfigyelések erre a területre, az É 45° 43' 1" és K 25° 24' 38" koordinátákkal meghatározott helyszínre összpontosultak.

A 7. ábrán a szúnyogszéki vizes élőhely tőrendszer 12 medencéből áll, amelyet a Homoród patak táplál, amely egy mocsaras, nádas területté szélesedik ki, egy tározó tavat alkot (R tározó), majd a folyásirányt követve az E8 jelölésű medence következik, majd az E4, E5, E6, E9-A, E9-B, E10, E11, E12 vizes medencék és mocsaras felület.

A tőrendszer 6 medencéjét halgazdálkodási célokra hasznosítják, illetve a tározót rekreációs tevékenységekre.



7. ábra: A Szúnyogszéki vizes élőhely (Dumbrăvița)

A Szúnyogszéki vizes élőhelyet mocsaras területek, mezőgazdasági parcellák, rétek, nedves gyepek, fűzesek és nádasok övezik, míg környezetében lombhullató erdők és közlekedési útvonalak találhatók.

A környező földterületeken mezőgazdasági tevékenységek zajlanak, továbbá legeltetés és szénagyűjtés, amelyek elősegítik a gyepek és mocsarak természetes megújulását, valamint gátolják a túlzott benádasodást. Ugyanakkor a területet érintő fő problémák között szerepel az illegális hulladéklerakás és a kontrollálatlan nádégetés, amelyek súlyosan károsítják az élőhelyeket.

A terület éghajlata:

A brassói medence mérsékelt kontinentális éghajlatú terület, a téli átlaghőmérséklet $-3\text{ }^{\circ}\text{C}$ alatt, a nyári hőmérséklet pedig $22\text{ }^{\circ}\text{C}$ és $24\text{ }^{\circ}\text{C}$ között van. Az éves csapadékmennyiség nyugatról kelet felé haladva csökken, a hegyekben magasabb, a síkságokon alacsonyabb értékekkel. A csapadék mennyisége változó, nyugaton több mint 600 mm/év , keleten pedig kevesebb, mint 400 mm/év . 1901 óta a levegő éves átlaghőmérséklete $0,5^{\circ}\text{C}$ -kal emelkedett Románia területén. Az évszakos hőmérséklet-változások 2°C -os növekedést mutatnak nyáron, télen és tavasszal, az őszi hőmérséklet pedig enyhén csökken. A

szélsőséges hőmérsékletek, mint például a nyári napok, általában emelkedtek. Délkeleten több szélsőséges napi maximumhőmérsékletet és kevesebb szélsőséges minimumhőmérsékletet mértek. A Kárpátok régiójában a hóhullámok gyakoribbá, hosszabbá és súlyosabbá váltak. A téli szélsőségek és a nyári hőstressz indexek szintén jelentős emelkedő tendenciát mutatnak. A csapadék tendenciái eltérőek, nyáron és télen csökkenés, ősszel pedig növekedés tapasztalható. A hótakaró csökkent, ami az enyhébb teleket tükrözi [191]. Az éghajlati modellek a 21. század végére 0,5 °C és 5,0 °C közötti hőmérséklet-emelkedést jeleznek előre, ami a hóhullámok gyakoriságának és intenzitásának növekedésével jár, különösen Románia déli részén. A régió éghajlata hűvös mérsékelt égövi, a Köppen-féle éghajlati osztályozási rendszer szerint Dfb kategóriába sorolt. Ez a besorolás a hegyek közötti elhelyezkedésnek köszönhető, ami jól szemlélteti a tengerszint feletti magasság hatását és a mérsékelt és a hűvös mérsékelt öv közötti átmenetet [192]. Románia területén a hóhullámok jellemzőinek változásait az EURO-CORDEX projekt (2021–2050) előrejelzése szerint gyakoriságuk és időtartamuk növekedni fog, különösen Románia déli részén. Ebben a régióban a közeljövőben a hóhullámok számának százalékos változása elérheti a 60–80%-ot [193].

3.1.2 Kis-Balaton Vízvédelmi Rendszer (KBVR) bemutatása

A kutatás másik célterülete a KBVR (Kis-Balaton Water Protection System, KBWPS) térsége, amely Magyarország egyik legjelentősebb ökológiai rendszere, és a Zala folyó vízgyűjtőjén helyezkedik el. A terület jelentőségét a Ramsari Egyezmény is megerősíti, amely „Nemzetközi jelentőségű vizes élőhelyként” ismeri el, különösen a vízmadár-élőhelyek védelme szempontjából. A KBWPS területén lévő mocsarak és vizes élőhelyek természetes víztisztító rendszerként működnek, csökkentve a Balatonba jutó szennyezőanyag-terhelést. Az építkezésnek 3 fő oka volt: Zalán lejövő szennyeződések felfogása, tisztítása, árvízvédelmi tározó és természetvédelem. Kialakításra került az ökológiai-, vízminőségi- és vízmennyiségi állapotokhoz igazítható, többirányú vízkormányzás.

A Zala folyó, mint a Balaton legnagyobb befolyója, meghatározó szerepet játszik a tó hidrológiájában és ökológiájában, különösen a Keszthelyi-öbölben, ahol a folyó a Balatonba ömlik.

A terület biodiverzitása és ökológiai szolgáltatásai kiemelkedő fontosságúak a Pannon biogeográfiai régióban, különösen a tápanyagok szűrése és az üledék csapdázása révén, amelyek kulcsszerepet játszanak a Zala folyó és a Balaton vízminőségének fenntartásában.



8. ábra: Kis-Balaton Vízvédelmi Rendszer (KBVR) áttekintő térképe, [194]

3.2 Madárszámlálás módszertana

A Szúnyogszéki madárállomány monitorozása 2010-ben indult, részletes feldolgozása a 2016–2022 közötti adatokra épül. A fő cél a vízimadarak állománydinamikájának vizsgálata, kiemelt figyelemmel a populációk változásaira és az élőhelyek állapotára, az ökoszisztéma átalakulásainak és élőhelyjavító intézkedések hatékonyságának értékelésére.

A terepi megfigyeléseket a rálátási viszonyok alapján kiválasztott pontokról végeztem, rögzítve a földrajzi koordinátákat [116]. A megfigyelések a madarak legaktívabb időszakában, kora reggel és este, táplálkozás és vonulás idején történtek. Az adatgyűjtés főként a tavaszi (február 15. - május 15.) és őszi (augusztus 15. - november 30.) vonulási időszakokra összpontosított. A munkához 8x40-es nagyítású távcsövet,

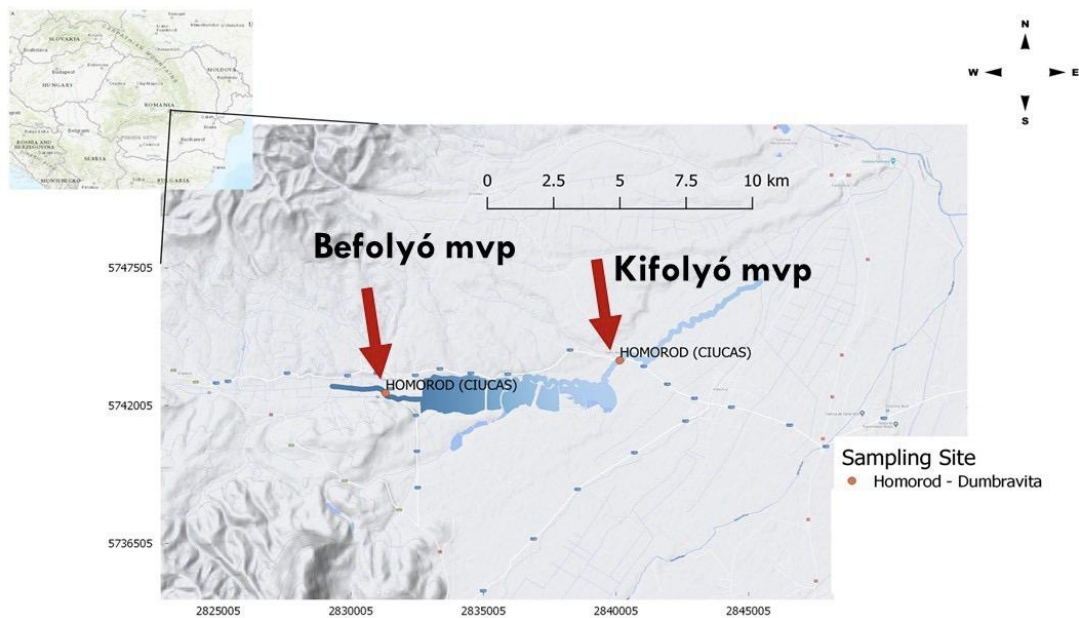
30x70x95-ös spektívét, álványt, madárhatározót, jegyzetfüzetet, számlálót és drónt vettem igénybe [122], [128]. A megfigyelések során rögzítésre kerültek a madárfajok, egyedszám és viselkedés, amelyeket képekkel és videófelvevételekkel is dokumentáltam. Az észlelési pontokat a kolóniák zavartalan megfigyelésére optimalizáltam, a madárszámlálási etikai szabályok betartásával [195]. A populációbecslést pontszámlálással, transzekt és 2x2 négyzetmódszerrel végeztem.

3.3 Kutatási területen végzett monitoring tevékenységek

3.3.1 Eseti víz mintavételek a Homoród patakon

A Szűnyogszéki vizes élőhelyen Homoród patakon 2020. szeptembertől és 2021. júniusáig, valamint 2022. február és május között végzett terepi mintavételek során 0,5 literes vízmintákat gyűjtöttem a vízminőség vizsgálatokhoz.

A mintákat fagyasztva szállítottam és tároltam a laboratóriumi vizsgálatok megkezdéséig.



9. ábra: Vizsgálati terület és mintavételi pontok

3.3.2 Folyamatos moduláris online vízminőség monitoring állomások alkalmazása

A két kutatási mintaterületen alkalmaztam a folyamatos online vízminőség monitoring állomásokot a terhelések nyomonkövetése érdekében.

A két vizsgálati területen telepített automata monitoring állomások a feladatokhoz igazítva kerültek kialakításra.

A folyamatos vízminőség monitoring állomások tekintetében azonos szenzor készletet, beállításokat (mérési gyakoriság), vezérlést, kommunikációs egységek kerültek alkalmazásra. Az adattovábbítás és a helyszíni adatgyűjtés esetében hazai és román SIM kártyák kerültek alkalmazásra.

7. táblázat: A telepített mobil monitoring állomások jellemzői

	Szűnyogszéki vizes élőhely	Kis-Balaton Vízvédelmi Rendszer (21T)	Kis-Balaton Vízvédelmi Rendszer (4T)
Telepítési helyszín	Homoród-patak (Szűnyogszéki vizes élőhely kifolyási pontjában)	Zala torkolati pontjában	Hídvégi-tó és Fenéki-tó között
Méret	Zárható fém doboz 50x30 cm	Zárható fém doboz 50x30 cm	Konténer erősített műanyagból (85x85x85 cm)
Szállítás	személygépkocsi	személygépkocsi	személygépkocsi
Áramellátás	12 V akkumulátor	12 V ólom-akkumulátor napelem	12 V ólom-akkumulátor napelem
Mért paraméterek	- hőmérséklet - pH - oldott oxigén - oxigéntelítettség - fajlagos elektromos vezetőképesség - zavarosság	- hőmérséklet - pH - oldott oxigén -oxigéntelítettség - fajlagos elektromos vezetőképesség - zavarosság Opcionális - ionszelektív elektródák	- hőmérséklet - pH - oldott oxigén - oxigéntelítettség - fajlagos elektromos vezetőképesség - zavarosság Opcionális -eseményre vezérelt automata vízmintavevő
Mérési gyakoriság	15 percenként	15 percenként	15 percenként
Karbantartás	akkumulátor csere (kéthetente), szondák tisztítása (lebegőanyag mennyisége befolyásolja)	Szondák tisztítása (kéthetente), Kalibrálás havonta	Szondák tisztítása (kéthetente), Kalibrálás havonta

A kutatás során PONSEL elektródákat használtam, amely a csatlakoztatott érzékelők függvényében különféle vízminőségi paraméterek mérésére alkalmas:

- PONSEL digitális pH/redox/hőmérséklet szenzor - PH/ORP/T°C: ez a szonda extrém környezeti feltételek között is képes a pH értékek pontos mérésére, 0-

tól 14-ig terjedő tartományban, a víz hőmérsékletét pedig -10 °C és $+50\text{ °C}$ között képes detektálni. A mérések kombinált elektróda (Redox/referencia) és platina elektród, referencia Ag/AgCl révén történnek. A mérőelektróda platinából készült és az elektrolit plasztogélen (KCl) keresztül kommunikál a külső környezettel. Az ORP (Oxidációs-redukációs potenciál) mérési tartománya -1000 mV -tól $+1000\text{ mV}$ -ig, felbontása $0,1\text{ mV}$, pontosság: $\pm 2\text{ mV}$ [196].

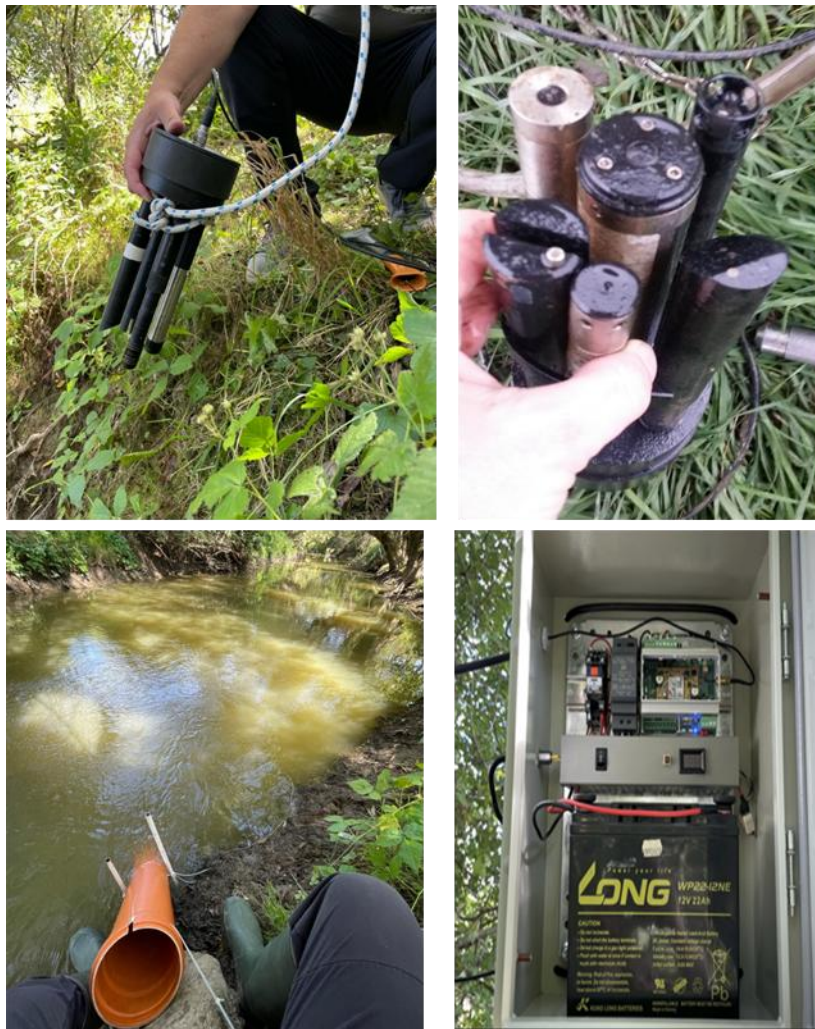
- PONSEL - C4E digitális vezetőképesség szenzor - CTZN: négy elektróddal (kettő platina és kettő grafit) felszerelve, ez a szonda 0-tól 200 mS/cm^{-1} -ig terjedő tartományban képes mérni a vezetőképességet, amperometriás módszerrel, négy elektródás rendszer segítségével [197].
- PONSEL oldott oxigén mérő szenzor - OPTOD: Optikai (lumineszcenciás) érzékelővel működik, 0-tól 20 mg/l és 0-tól 200% -ig terjedő oxigéntelítettség méréstartományban [198].
- PONSEL zavarosságmérő szenzor - NTU: Optikai infravörös nefelometria módszerrel, 90° IR szögben és 870 nm hullámhosszon működik, ami összhangban van az ISO 7027 nemzetközi szabvánnyal. A mérési tartomány 0-tól 4000 NTU -ig terjed [199].

A PONSEL digitális szenzorok Modbus kommunikációs protokollt (RS-485) alkalmaznak a megbízható adatátvitelhez és a rendszerek integrációjához.

A monitoring állomásokon alkalmazott eszközök: detektáló, jelfeldolgozó, kalibrációs rendszerrel és autonóm energiaforrással rendelkeznek, biztosítva a valós idejű adatgyűjtést és a gyors környezeti beavatkozást.

A Szűnyogszéki vizes élőhelyen a Homoród-patak kifolyási pontjánál telepített folyamatos vízminőség monitoring állomás

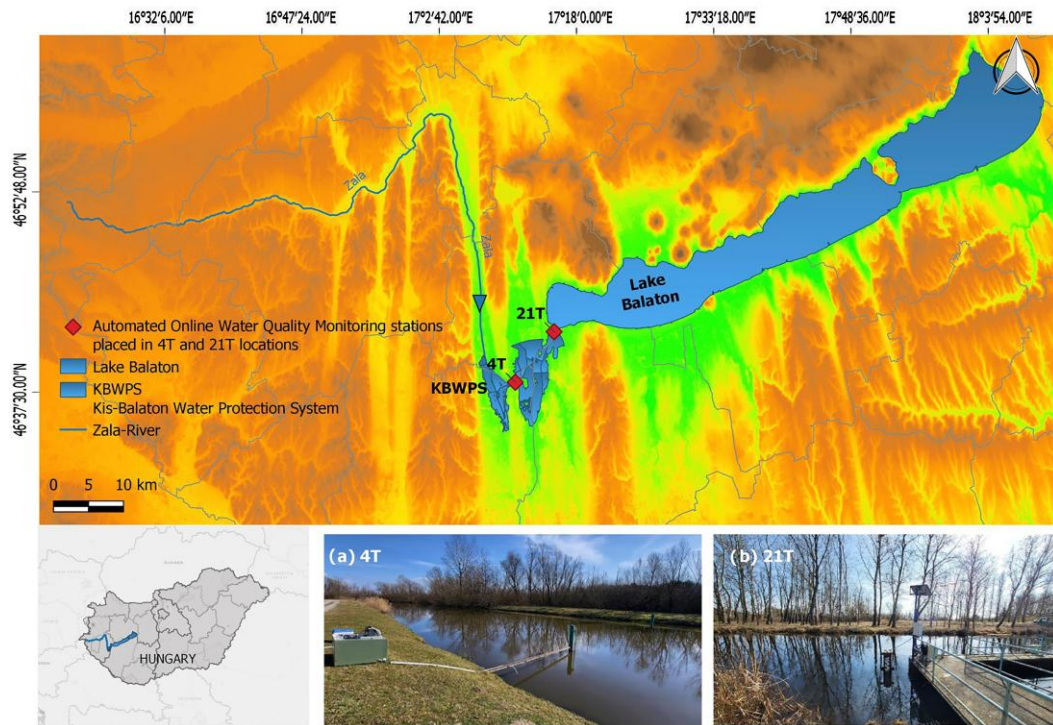
A folyamatos monitoring állomást 2021. augusztustól – 2022. júniusig működtettem. A mérési időszakban 2022. január kimaradt az extrém alacsony hőmérséklet miatt a szenzorok biztonságos működtetése miatt nem hagytunk kint.



10. ábra: A Homoród patak Szűnyogszéki tavak kifolyási pontjához telepített folyamatos vízminőség monitoring állomás

Kis- Balaton Vízvédelmi Rendszer területére telepített folyamatos vízminőség monitoring állomások

A kutatás során két mintavételi helyszínen került telepítésre monitoring állomás: az egyik a Zala folyó torkolatánál (21T), a másik a Hídvégi-tó és a Fenéki-tó között (4T). 2023-ban (11 hónap).



11. ábra: A Kis-Balaton Vízvédelmi Rendszeren található moduláris folyamatos monitoring állomások

3.4 Laboratóriumi vízkémiai mérések

A laboratóriumi fotometriás mérésekhez a Lovibond SpectroDirect egyfényutas spektrofotométert használtam a tápanyagháztartás paramétereinek meghatározásához, amelyek megfelelnek a vonatkozó magyar ISO szabványoknak:

A mért paraméterek:

- Nitrit koncentráció (N-NO₂, NO₂): a mérés az MSZ ISO 6777:1984 szabványnak megfelelően történik, amely a vízben oldott nitritionok meghatározására vonatkozik.

- Nitrát koncentráció ($\text{NO}_3\text{-N}$, NO_3): a nitrátkoncentráció mérése az MSZ ISO 7890-3:2000 szabvány szerint történik, amely meghatározza a fotometriás mérést vízmintákban.
- Ammónium koncentráció ($\text{NH}_4\text{-N}$, NH_4): az ammóniumion koncentrációját az MSZ ISO 7150-1:1984 szabványnak megfelelően mértem, amely fotometriás módszert ír elő.
- Ortofoszfát koncentráció ($\text{PO}_4\text{-P}$, PO_4): az ortofoszfátok meghatározása az MSZ ISO 6878:2004 szabvány szerint történik, amely fotometriás meghatározást alkalmaz a víz mintáiban található foszfátokra.

Az ISO szabványok biztosítják, hogy a mérések megbízhatóak és nemzetközi szinten is összehasonlíthatók legyenek, valamint megfelelnek a laboratóriumi mérésekre vonatkozó nemzetközi előírásoknak.

A kémiai oxigénigény (CCO_{Cr}) mértékét is figyelembe vettem, amely az oxigénmennyiség, amelyet a vízben lévő szerves anyagok kémiai oxidációja során használnak fel. A biokémiai oxigénigényt (CBO_5) is vizsgáltam, amely az oxigénmennyiség, amelyet a mikroorganizmusok öt nap alatt használnak fel az organikus anyagok lebontására, 20 °C-on, standard laboratóriumi körülmények között.

Ezek a paraméterek alapvető fontosságúak a vízminőség meghatározásában, és segítséget nyújtanak annak megértésében, hogy a madárfajok jelenléte miként befolyásolja a víz ökológiai állapotát.

3.5 Alkalmazott vízminőség-értékelési módszerek

3.5.1 WQI – Water Quality Index

A Canadian Council of Ministers of the Environment Water Quality Index (CCME WQI) rugalmasabb, és lehetővé teszi, hogy az egyes helyszínek specifikus körülményeihez igazodjon. Három tényező alapján számítják: határfok, frekvencia és nagyságrend. A vízminőségi iránymutatások az EU-ban a VKI-ben kerültek rögzítésre és ezt alapul véve alkalmazzák a tagállamok. A romániai szabályozást a Kutatási és Innovációs Minisztérium 161/2006-os rendelete (Ord. 161/2006 2006) írja le, és ezt vettem alapul a további értékeléshez.






A vízminőség átfogó értékeléséhez különböző mutatókat dolgoztak ki, amelyek közül a CCME-WQI-t (Canadian Council of Ministers of the Environment - Water Quality Index)

választották a nemzeti hatóságok hivatalos használatára. A CCME-WQI a különböző változók koncentrációját három mérőszám alapján értékeli az irányadó értékekhez viszonyítva, ahogy azt a 17. egyenlet mutatja.

$$CCME - WQI = 100 - \left(\frac{\sqrt{F_1^2 + F_2^2 + F_3^2}}{1.732} \right) \quad (17).$$

- **F1** azon változók aránya, amelyek legalább egyszer nem felelnek meg a nemzeti iránymutatásnak („sikertelen változók”), a mért változók teljes számához viszonyítva.
- **F2** az iránymutatásnak nem megfelelő eseti vizsgálatok („sikertelen vizsgálatok”) százalékos aránya a vizsgálatok teljes számához viszonyítva.
- **F3** azt veszi figyelembe, hogy a sikertelen tesztértékek milyen mértékben térnek el az iránymutatásoktól.
- Az **1.732** a $\sqrt{3}$ értéke. Ebben az egyenletben a CCME-WQI (WQI) számításánál ezt az értéket arra használják, hogy normalizálják a három mérőszámot (F1, F2, F3) egy egységes skálán. A CCME-WQI index értéke a vízminőség állapotának számszerű értékét adja 0 és 100 között (12. ábra), és jellemzően öt kategóriába sorolják: kiváló: 95-100; jó: 80-94; mérsékelt: 65-79; gyenge: 45-64; rossz: 0-44.

Ez az egyik legismertebb empirikus WQI modell.

WQI érték	Osztályozás	Szín
95-100	Kiváló vízminőség	
80-94	Jó vízminőség	
65-79	Mérsékelt vízminőség	
45-64	Gyenge vízminőség	
0-44	Rossz vízminőség	

12. ábra: A vízminőségi osztályozás a WQI szerint

Az elemzéshez kiválasztott vízminőségi változók

8. táblázat: Vizsgált változók a vízminőség éves változásainak PCA értékeléséhez

Változó	Egység	Változó	Egység
Biológiai oxigénigény (BOD ₅)	mg/l	Összes nitrogénkoncentráció (N)	mg/l
Kémiai oxigénigény (COD _{Cr})	mg/l	Összes foszforkoncentráció (P)	mg/l
Oldott szilárd anyagok (TDS) /Rögzített maradék (FR)	mg/l	pH	-
Ammónium-nitrogén koncentráció (N-NH ₄)	mg/l	Ortofoszfát-foszfor koncentráció (P-PO ₄)	mg/l
Nitrit-nitrogén koncentráció (N-NO ₂)	mg/l	Összes szuszpendált szilárd anyag (TSS)	mg/l
Nitrát-nitrogén koncentráció (N-NO ₃)	mg/l		

3.5.2 Előrejelző modellek – ARMA, ARIMA

Az ARIMA (Autoregressive Integrated Moving Average) módszert alkalmaztam a víz fizikai-kémiai paramétereinek idősoros adatainak elemzésére és előrejelzésre. Az ARIMA modell három fő komponenst használ a megfigyelt változók előrejelzésére: az autoregresszív rész (AR) a korábbi megfigyelések értékeit veszi figyelembe, az integrált rész (I) a stacionaritás biztosítása érdekében végzett differenciálás mértékét határozza meg, míg a mozgóátlag (MA) rész a maradékhibák közötti kapcsolatot modellezi. A modell p , d és q paraméterekkel jellemezhető, ahol p az AR tagok száma, d a differenciálás mértéke, q pedig az MA komponens fokozata.

A modellezési folyamat három fő lépésből állt. Először a modellstruktúrát határoztam meg (p , d , q értékei) az idősor stacionaritását vizsgáló statisztikai tesztek, az ADF-teszt segítségével. Ezt követte a paraméterek becslése, amelyet nemlineáris legkisebb négyzetek vagy maximum likelihood módszerrel végeztem, és a maradékhibák elemzésével ellenőriztem a modell illeszkedését. Végül a Ljung–Box teszttel validáltam a modellt, hogy biztosítsam, a maradékhibák függetlenek az időtől, és a modell megfelelően rögzíti az idősor trendjeit [200]. Az általános jelölés az ARIMA modell szerkezetére ARIMA (p , d , q).

Adott $y \in \mathbb{R}^{n \times 1}$ egyváltozós idősoros adathalmaz n megfigyelt értékkel. Az általános ARIMA modell az t -edik időpont bejegyzésének előrejelzésére, ahol $t = p + 1, p + 2, \dots, n$, a (18. egyenlet szerint fogalmazható meg. Itt a Δ a differenciálás operátor, c az offset, ϕ_i az i -edik autoregresszív prediktor súlyozási paramétere, ϵ egy fehér zaj sorozat, és θ_i az i -edik fehér zaj bejegyzés súlyozási paramétere.

$$\Delta^d y_t = c + \phi_1 \Delta^d y_{t-1} + \dots + \phi_p \Delta^d y_{t-p} + \epsilon_t + \theta_1 \epsilon_{t-1} + \dots + \theta_q \epsilon_{t-q} \quad (18)$$

A késleltetési operátor L bevezetésével a képlet a 19. egyenlet szerint tömöríthető, ahol $L^i y_t = y_{t-i}$.

$$\phi(L)(1 - L)^d y_t = c + \theta(L)\epsilon_t \quad (19)$$

Az ARIMA modellek meghatározása többféleképpen történhet. Ebben az esetben a Box-Jenkins által javasolt eredeti algoritmust használtam a modell illesztésére [201]. A Box-Jenkins módszer esetében három lépést hajtanak végre iteratív módon az ARIMA modell eléréséhez:

- A modell szerkezetének kiválasztása.
- A modell paramétereinek becslése
- Statisztikai modell validálása.

Az első lépés a modell általános szerkezetének meghatározása, amely a p , d és q változók megválasztása. A d paraméter megválasztása az időbeli sorok stacionárius természetének biztosítása érdekében történik. A differenciálás fokozatát az időbeli sorok megfigyelt autokorrelációs függvényeinek grafikonjaiból vagy statisztikai tesztek, például az kiterjesztett Dickey–Fuller teszt [202] vagy a Kwiatkowski–Phillips–Schmidt–Shin teszt alkalmazásával lehet meghatározni, amelyek a leggyakrabban használt statisztikai tesztek az időbeli sorok regressziójában a stacionáriuság értékelésére [203]. A p és q változók esetében az autokorrelációs függvény és a részleges autokorrelációs függvény grafikonjai segítségével lehet hozzávetőlegesen becsülni az értéküket. A szigorúbb megközelítéshez az Akaike információs kritérium (AIC) vagy annak kis mintaszámokra módosított

változata (AIC_c) alkalmazható [204]. Az ARIMA modellek esetében az AIC és az AIC_c a (20. és 21. egyenletek szerint számítható, ahol:

$k = 1$, ha $c \neq 0$. és $k = 0$, ha $c = 0$ és \hat{L} a predikció maximális valószínűségi függvénye. A p és q változókat úgy kell megválasztani, hogy minimalizálják az AIC_c értékét.

$$AIC = -2\log(\hat{L}) + 2(p + q + k + 1) \quad (20)$$

$$AIC_c = AIC + \frac{2(p+q+k+1)(p+q+k+2)}{n-p-q-k-2} \quad (21)$$

Miután a modell általános szerkezete kialakult, a következő lépések a modell paramétereinek becslését foglalják magukban, amelyeket általában nemlineáris legkisebb négyzetek vagy maximális valószínűségi becslési módszerekkel hajtanak végre [201]. Elvárható, hogy a modell illesztésekor a hibatermények eloszlása a fehér zaj sorozathoz közelítsen, és ne legyen látható korreláció a hibatermények és az időbélyegek között. Ezt a feltételezést a Ljung–Box teszt segítségével lehet ellenőrizni, amely az értékek független eloszlásának hipotézisét értékeli. A teszt használatával sok szerző javasolt módszereket az optimális késleltetési számok becslésére, ha a modell nem működik hatékonyan [205].

Végül a modell validálása általában a mért és előrejelzett időbeli sorok viselkedése közötti hibatermények megfigyelésével történik. Ebben a munkában a szerzők a modell előrejelző képességének mennyiségi értékelésére az átlagos négyzetes hiba (MSE) mutatót használják [206].

Az MSE értékét a (22). egyenlet szerint számítjuk egy n bemenetet tartalmazó validációs adathalmaz esetén, ahol \hat{y} az előrejelzett érték és $\hat{y} - y$ az előrejelzési hiba feltételei.

$$MSE = \frac{\sum_{i=1}^n (\hat{y} - y)^2}{n} \quad (22)$$

A kiugró értékek detektálását interkvartilis tartomány és z -érték (standard score) alkalmazásával végeztük, a mért értékek eloszlásától függően [207].

3.5.3 Távérzékelés és GIS-alapú megközelítés a vizes élőhelyek dinamikájának vizsgálatában

A kutatás során a NASA Earthdata (LP DAAC) platformról származó felszíni hőmérséklet (Land Surface Temperature, LST) és NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) adatok kerültek letöltésre és feldolgozásra a vizes élőhely szezonális dinamikájának vizsgálatához. Az adatok forrása a Landsat 8 műhold, amely az Operational Land Imager (OLI) és a Thermal Infrared Sensor (TIRS) szenzorokat használja.

Az adatkinyerés a NASA Earthdata keresőrendszerében történt, a vizsgált terület koordinátáinak, az időszaknak (2021 augusztusa és 2022 júniusa között), valamint a kívánt termékeknek (felszíni hőmérséklet és NDVI) a megadásával. A keresési feltételekhez igazodva a Level-2 atmoszférikusán korrekciózott termékek kerültek letöltésre.

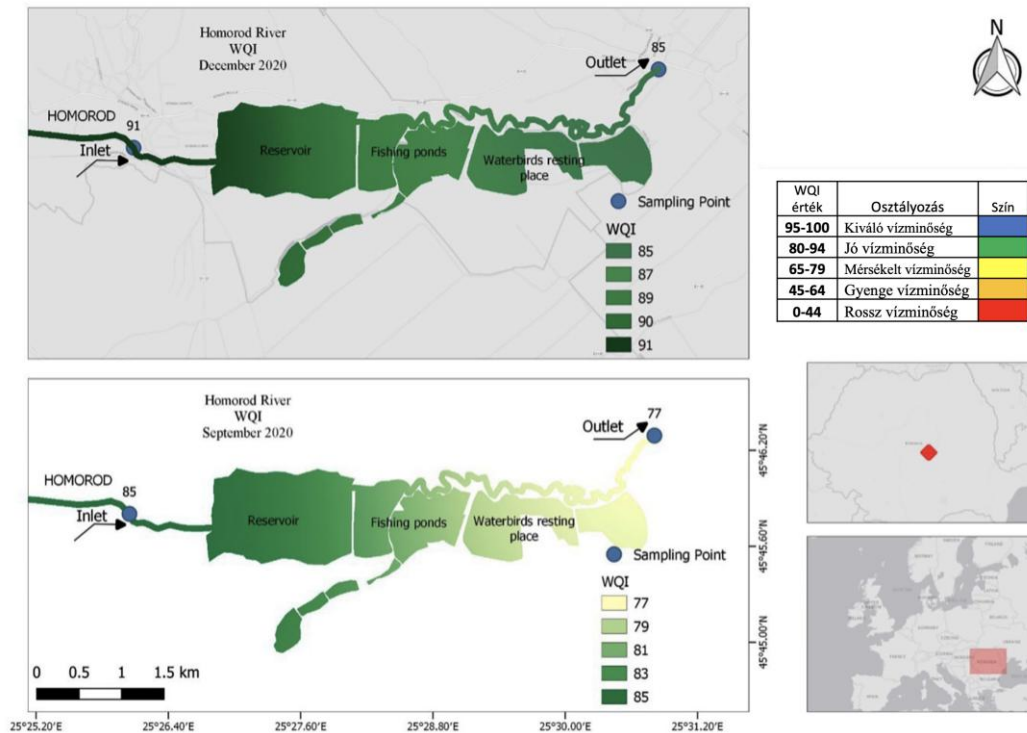
4 Eredmények

A kutatási területen végzett monitoring tevékenységek magukban foglalták az eseti vízmintavételeket és a vízimadarak populációjának folyamatos megfigyelését, számlálását, amelyek alapot szolgáltattak a WQI és a madárfajok közötti kapcsolatok elemzéséhez. A kutatás során a PCA többváltozós statisztikai módszert alkalmaztam, amely lehetővé tette a víz kémiai paramétereinek éves változásainak elemzését, valamint a vízminőségi adatok és a madárfajok jelenléte közötti korreláció feltárását. A PCR módszer segítségével előrejeleztem a vízminőség természetes éves ingadozásait, ezzel bemutatva a vonulómadarak jelenléte és a WQI értékei közötti kapcsolatot. Az időszorelemzéssel kiegészítve a WQI-t a Szűnyogszéki vizes élőhely és a Homoród patak vízminőségében bekövetkezett változások részletes feltárására használtam.

A WQI meghatározásához az állapotértékelés során a VKI (WFD 2000/60/EC) alapján HG.859/2016 kormányrendeletben előírt vízparaméterek határértékeit alkalmaztam. A vízmintákat az ISO 5667-1 szabvány szerint az Olt Vízyűjtő Terület Igazgatása (ABA OLT) gyűjtötte a 2010-2019 közötti időszakban. A vízminták a nemzetközi szabványoknak megfelelően voltak mérve és a vizsgálatba bevont paraméterek közé tartozott a víz hőmérséklet, pH, nitrát (NO_3^-), nitrit (NO_2^-), ammónium (NH_4^+), ortofoszfát-foszfor (P- PO_4), összes foszfor (P), összes nitrogén (N), oldott oxigén (DO), öt napos biokémiai oxigénigény (BOD_5), kémiai oxigénigény (COD), összes szuszpendált szilárd anyag (TSS), elektromos vezetőképesség ($\mu\text{S}/\text{cm}$), a zavarosság (NTU).

Valamennyi vízimadár-faj állomány nagyságát rögzítettem, azonban a PCA elemzés eredménye alapján 12 vízimadár-faj került kiválasztásra, mivel jelentős populációméretük mellett a tápanyaghozzájárulásban is szerepet játszanak.

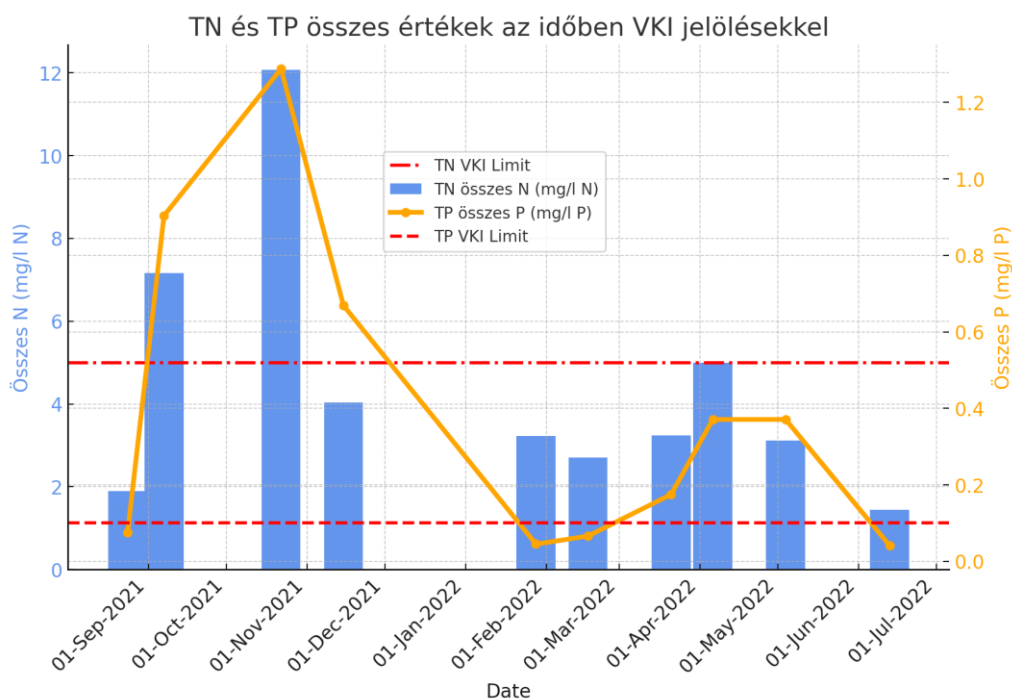
4.1 A Szúnyogszék vizes élőhely (Homoród patak) vízminőségének elemzése



13. ábra: A WQI értékek területi eloszlása a Szúnyogszéki tavakon és változásai 2020 szeptember és december hónapokban

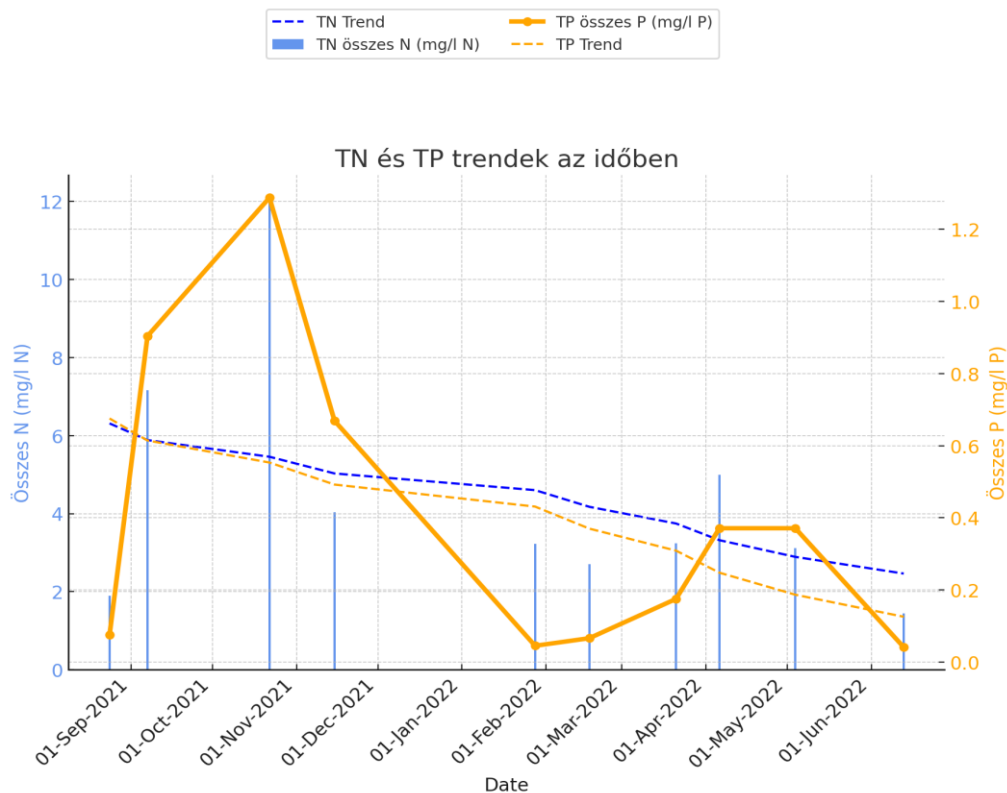
A 13. ábrán a Homoród patak szúnyogszéki szakaszának a WQI értékeinek az alakulása látható 2020 szeptemberére vonatkozóan. A Homoród patak WQI értéke a befolyási pontban 85, ami a jó vízminőségi tartományba esik, majd a Szúnyogszék tórendszeren átfolyva 77-re csökken, amely már a mérsékelt vízminőségi kategóriába tartozik. 2020 decemberében a befolyónál számított WQI érték 91, a kifolyónál a WQI 85-re csökkent.

A TN és a TP koncentráció változása 2021 szeptember-2022. július között a Homoród-patak kifolyási pontjánál.



14. ábra: A TN (mg/l N) és TP (mg/l P) koncentráció értékek változása a szűnyogszéki kifolyónál és a határértékek, [89]

A 14. ábrán a Szűnyogszéki kifolyónál (Homoród-patak kifolyási pontja) mért TN (mg/l) értékek oszlopdiaagramként, valamint az TP (mg/l) értékek sárga vonallal kerültek ábrázolásra (2021 szeptember-2022 július között). Az összes foszfor (TP) határértéke <0,08 mg/l az összes nitrogén (TN) határértéke 5 mg/l. Az TN a vizsgált időszakban szeptemberben és októberben volt határérték felett, míg a TP folyamatosan határérték feletti koncentráció értékeket detektáltam. A VKI alapján a 161/2006 (MMGA. 511/2006) az Olt vízgyűjtő területre meghatározott hegyi vízfolyások határértékei mindkét tengelyen szaggatott vonallal vannak jelölve.

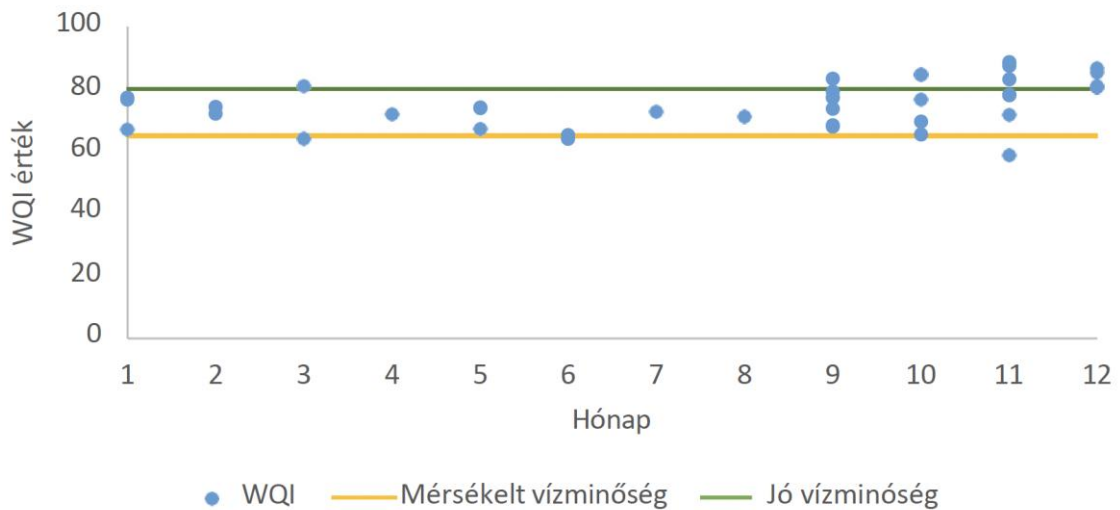


15. ábra: A TN és TP trend 2021 szeptember és 2022 június közt a Homoród patak szűnyogszéki kifolyónál

A 15. ábrán látható a TN és TP koncentrációk trendjeit ábrázoló grafikon. A szaggatott vonalak jelzik a lineáris trendeket mindkét paraméter esetében, amelyek a koncentrációk csökkenését jelzik 2021 szeptember és 2022 június közti időszakban a Szűnyogszéki kifolyónál, az online monitoring adatok alapján.

4.1.1 A vízminőség paramétereinek elemzése (2016-2019)

A 2016 és 2019 közötti időszakban az Olt Vízyűjtő Terület Igazgatása által végzett valamennyi mérési adatot a hivatalos mintavételi gyakoriságnak megfelelően mutatom be. A víz fizikai-kémiai paraméterein belüli szezonális változásokat (8. táblázat) a vonuló madárfajok számának adatai nélkül vizsgáltam, hogy elkülönítsem azokat az évszakokat és hónapokat, amelyek a víz kémiai paramétereinek szempontjából jelentős kiugró értékeket mutatnak.



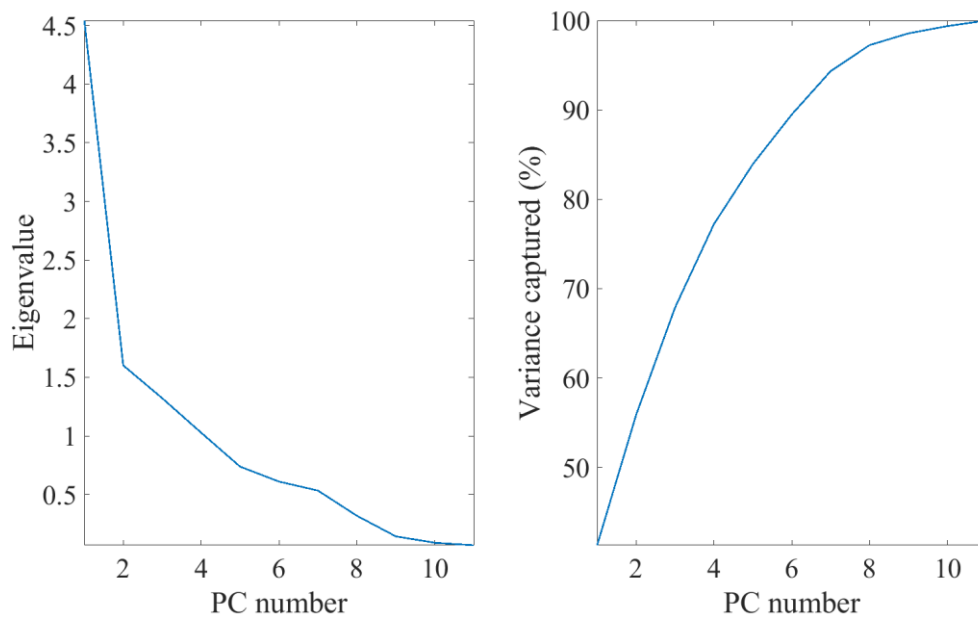
16. ábra: Havi WQI-értékek a kifolyónál (a Homoród-patak Szűnyogszék szakasza, 2016-2019)

A 16. ábra a havi WQI-értékek eloszlását mutatja a kifolyásnál 2016 szeptemberétől 2019 decemberéig. A legtöbb érték átlagos vagy jó vízminőséget jelez.

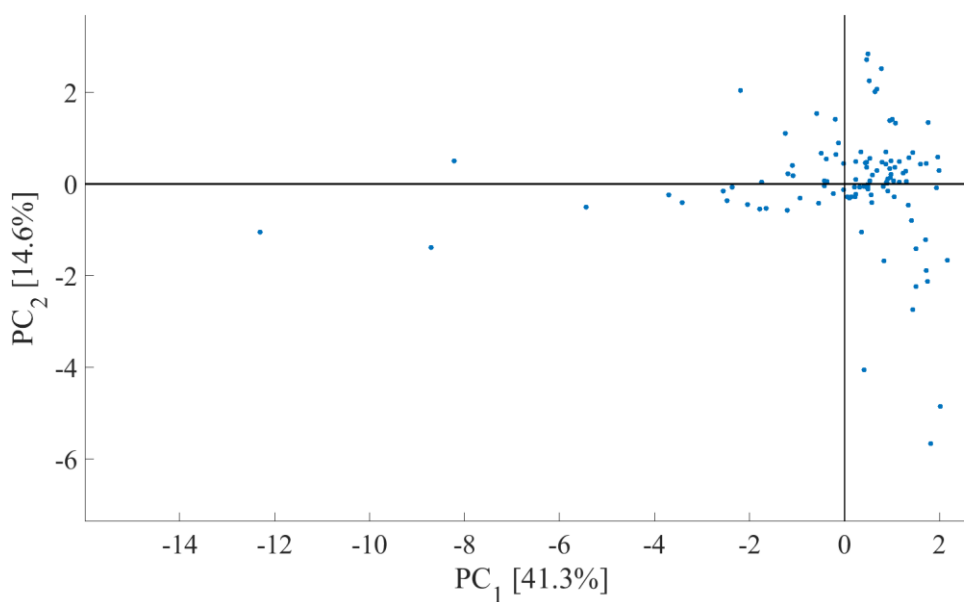
4.1.2 A vízminőségi paraméterek PCA analízise (2016-2020)

A PCA sajátérték-felbontási lépése után, az (4). egyenletnek megfelelően. Az eljárás során a kovarianciamátrixot sajátértékekre (eigenvalues) és sajátvektorokra (eigenvectors) lettek felbontva, hogy az adatok variációját legjobban magyarázó irányokat (főkomponenseket) meghatározzam. Ez segít az adatok információtartalmának tömörítésében és a legfontosabb jellemzők kiemelésében. A visszatartott kumulatív variancia, valamint a transzformáció scree plotja a PC szám függvényében az A. 1. ábrán látható.

A megtartott PC-k számát a scree plot könyék alapján 2-ben határoztam meg [164]. Az adathalmaz ábrázolásához az adatpontokat a PC altérben ábrázoltam a számított koordinátáik alapján. Ez az A. 2 ábrán látható az első 2 PC-re vonatkozóan, a tengelyek feliratán pedig az egyes PC-k által lefedett variancia százalékos aránya látható.

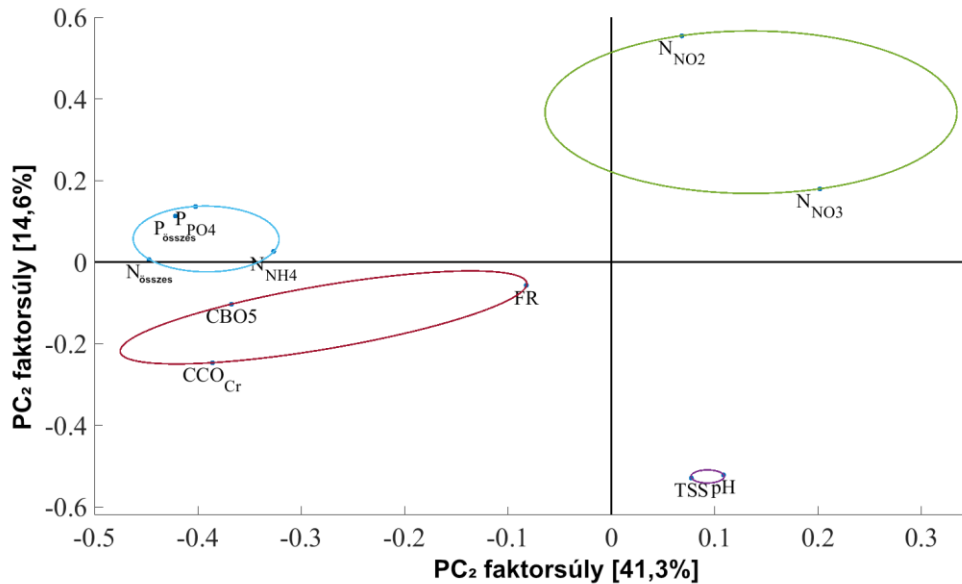


A. 1 ábra: (a.) A PCA transzformáció “töréspontra” vonatkozó diagramja (a komponensek hozzájárulását az összvarianciához - scree plot), (b.) A főkomponensek által megtartott variancia



A. 2. ábra: A megfigyelt adatpontok elhelyezkedése a PC altérben

A PCA-transzformáció (P_{ε}) terheléseit a 17. ábra mutatja.



17. ábra A vízminőségi paraméterek PCA-analízise (a Homoród-patak Szűnyogszék szakaszán, 2016-2020)

A vizsgált változókat a PC térben k-közép klaszterezéssel csoportosítottam a betöltési pontszámok alapján, négyzetes Euklideszi távolságot használva. Az optimális klaszterszámot négynek határoztam meg. A négy klasztert a 17. ábra különböző színű ellipszisek formájában mutatja. Ennek alapján a 8. táblázatban szereplő vizsgált változókat négy változócsoporthoz rendeződtek a betöltési pontszámok alapján.

Az első klaszter a vízben levő nitrit-nitrogén és nitrát-nitrogén (N-NO₂, N-NO₃) vegyületek koncentrációjának változóit tartalmazza. A PC térben belüli hasonló töltési pontszámok pozitív korrelációt jeleznek ezek a változók között [21]. Mindkét főkomponens pozitív töltése miatt a magas nitrit- és nitrátvegyület-koncentrációjú minták mind a PC1, mind a PC2 esetében magas pozitív pontszámot kapnak.

A második klaszter, amely a pH és az összes lebegő szilárd anyag (TSS) változókat tartalmazza, szintén hasonló tendenciát mutat [208], azzal a különbséggel, hogy a magas pH-val és TSS-sel rendelkező minták nagy pozitív PC1 és negatív PC2 pontszámokkal rendelkeznek.

A harmadik klaszter a vízben található összes foszfor (P_{összes}) és foszfát (P-PO₄) koncentrációját, valamint az összes nitrogén (N_{összes}) és ammónium-N (N-NH₄) koncentrációját tartalmazza. Ennek a klaszternek a betöltési pontszámai egyértelmű negatív korrelációt jeleznek a felsorolt változók és a második klaszter tagjai között. A betöltési pontszámok alapján azok a minták, amelyekben magas az összes foszfor- és foszfát- (P_{összes}) (P-PO₄), illetve az összes nitrogén- és ammónium koncentráció, nagy

negatív PC1 és enyhén pozitív PC2 pontszámokat kapnak. A PC1-ben történő betöltési pontszámok alapján a harmadik és az első klaszter tagjai között erős negatív korreláció figyelhető meg. Ez várható, mivel a nitrátok csökkenthetik a foszfor felszabadulását az üledékből oxidáció révén, és serkenthetik a fitoplankton növekedését [32], [209].

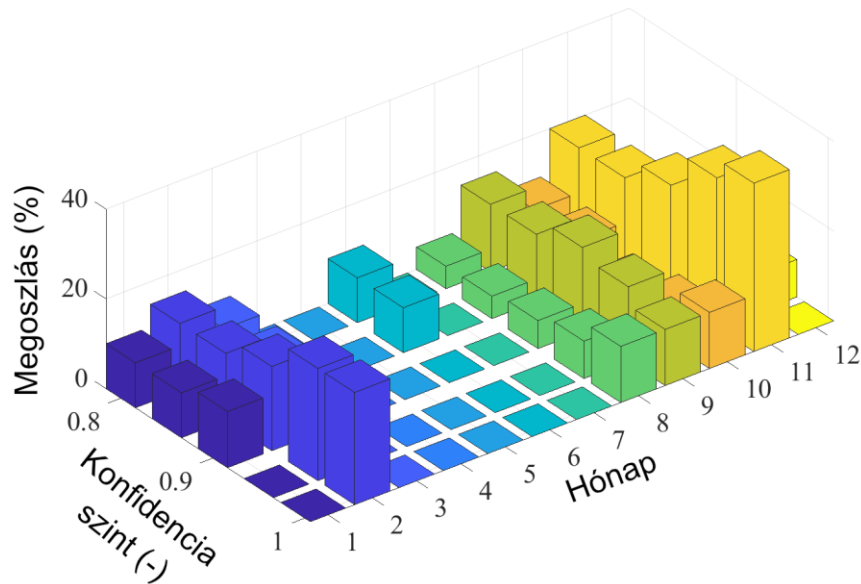
A negyedik klaszter a víz biológiai és kémiai oxigénigényére (CBO_5 , CCO_{Cr}), valamint a rögzített maradékkoncentráció (FR - Fixed Residue) koncentrációjára vonatkozó változókat foglalja magában. Ha a vízben lévő oldott és lebegő szilárd anyagok nem oxidálhatók, akkor az FR nem fog szorosan korrelálni, sőt fordítottan is korrelálhat a CCO_{Cr} és a CBO_5 értékekkel míg, ha a szennyező anyagok nagyrészt elérhetőek a mikroorganizmusok számára, akkor mindhárom korrelál. A terhelési pontszámok alapján egyenesen negatív korreláció figyelhető meg az egyes és a négyes klaszter változói között.

Összefoglalva, várható, hogy a magas biológiai és kémiai oxigénigényű vagy rögzített maradékkoncentrációjú (FR) minták nagy negatív PC-pontszámmal rendelkeznek mind a PC1, mind a PC2 tekintetében.

Az A. 2. és a 17. ábrán látható terhelések vizsgálata után látható, hogy az adatállomány variációjának nagy része a foszfor- és foszfátvegyületek és a velük korreláló változók szokatlanul nagy koncentrációjából származik. Ezek azok az A. 2. adatpontok, amelyek az origótól távolodva a PC1 tengely negatív oldalától messze vannak.

Annak megfigyelésére, hogy mely adatpontok számítanak kiugrónak, a Hotelling- T^2 tesztet végeztem el a 6. és 7. egyenlet szerint.

Vizsgáltam az azonosított kiugró értékek időbeli eloszlását. A kiugró értékek eloszlása az év hónapjai között különböző megbízhatósági szintek esetén a 18. ábrán látható.



18. ábra: A kiugró adatok eloszlása hónapok szerint különböző konfidencia szintek esetén (a Homoród patak Szűnyogszék szakasza, 2016-2020)

A 18. ábra eredményei alapján a legtöbb kiugró érték minden konfidenciaszint esetében február (a kiugró értékek átlagosan 17%-a) és november (a kiugró értékek átlagosan 35%-a) hónapokban található.

Megállapítható, hogy a kiugró értékek többnyire olyan hónapok között oszlanak meg, amikor a madarak vonulása kiemelkedő (szeptember-november, valamint február-március), vagy olyan időszakok között, amikor a hótakaró olvadása miatt nagy mennyiségű víz kerül a tórendszerbe (január-március).

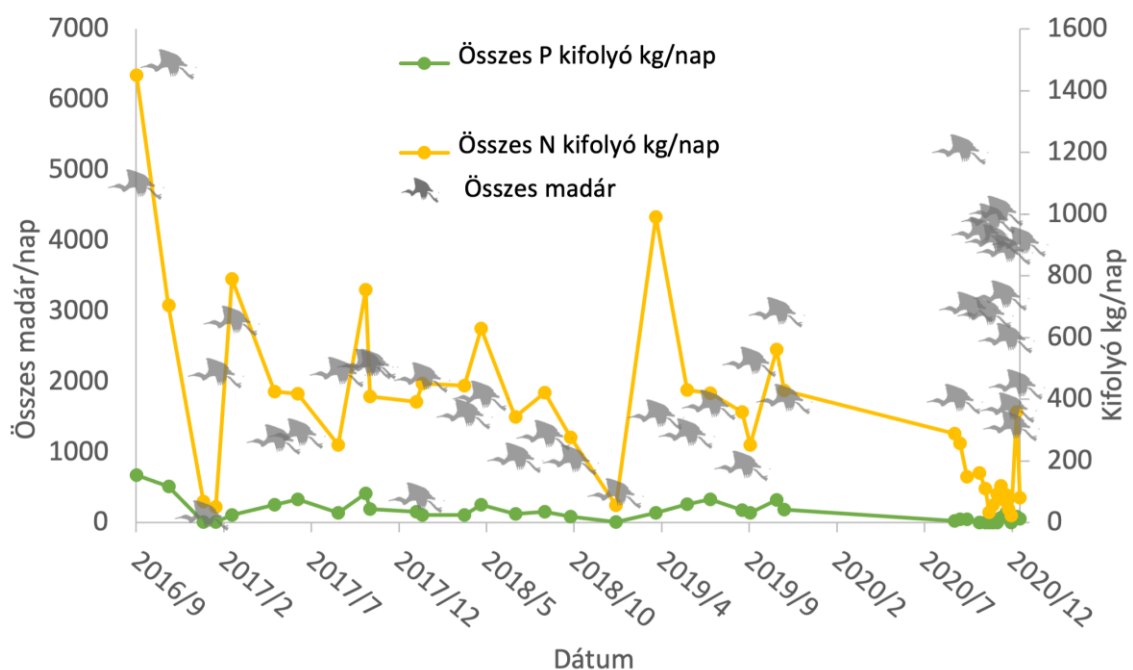
Az eredmények alapján megállapítható, hogy a madárvonulás korrelál a foszfor- és nitrogénvegyületek éves ingadozásával, és ezt a vízminőségi mérőszámok határértékeinek meghatározásakor az ilyen típusú vizes élőhelyeken javasolt lenne figyelembe venni.

4.2 A Szúnyogszéki vízmadárállomány jelenléte és a vízminőség változás közötti összefüggés vizsgálata

A Szúnyogszéki madárállomány monitorozása 2010-ben indult, részletes feldolgozása a 2016–2022 közötti adatokra épül. A fő cél a vízmadarak állománydinamikájának vizsgálata, kiemelt figyelemmel a populációk változásaira és az élőhelyek állapotára, az ökoszisztéma átalakulásainak és élőhelyjavító intézkedések hatékonyságának értékelésére.

A vonulási időszakok összehasonlításához a változások és az állomány nagyság értékelését segítő szempontokat vettem figyelembe.

A 2016-2020 között megfigyelt madárszám és kifolyási pontra számított TN és TP kg/nap tápanyagtartalom változásának vizsgálata. A vízmadarak és a vízminőség közötti összefüggéseket 2016-2020 közötti adatok alapján elemeztem.



19. ábra: A Szúnyogszéknél megfigyelt összes madárszám és a Homoród-patak kilépési pontjánál a vízmadarak tápanyaghozjárulása (TN és TP)

A 19. ábra a vízmadarak számának és a víz tápanyagtartalmának összefüggését szemlélteti. Az őszi-téli vonulási időszakban (szeptember-december) a megfigyelt madarak száma általában az átlagnál magasabb, míg tavasszal, különösen márciusban, enyhén meghaladja az átlagot. Júliusban és augusztusban kevesebb madár fordul elő,

januárban pedig a madarak száma rendkívül alacsony. A vizsgálat során több mint 100 madárfaj jelenlétét tartalmazó adatbázist hoztam létre az adott vizes élőhelyre.

A PCA-val kiválasztott fajok alkalmasak voltak az időbeli változások elemzésére. Közülük 12 faj bizonyult jelentősebbnek a foszfor- és nitrogénvegyületek környezeti hatása szempontjából, a gyakoriságuk, egyedszámuk és ürülékük által a tápanyagforgalomhoz való hozzájárulás alapján, különösen a vonulási időszakban [135], [144], [210], [211].

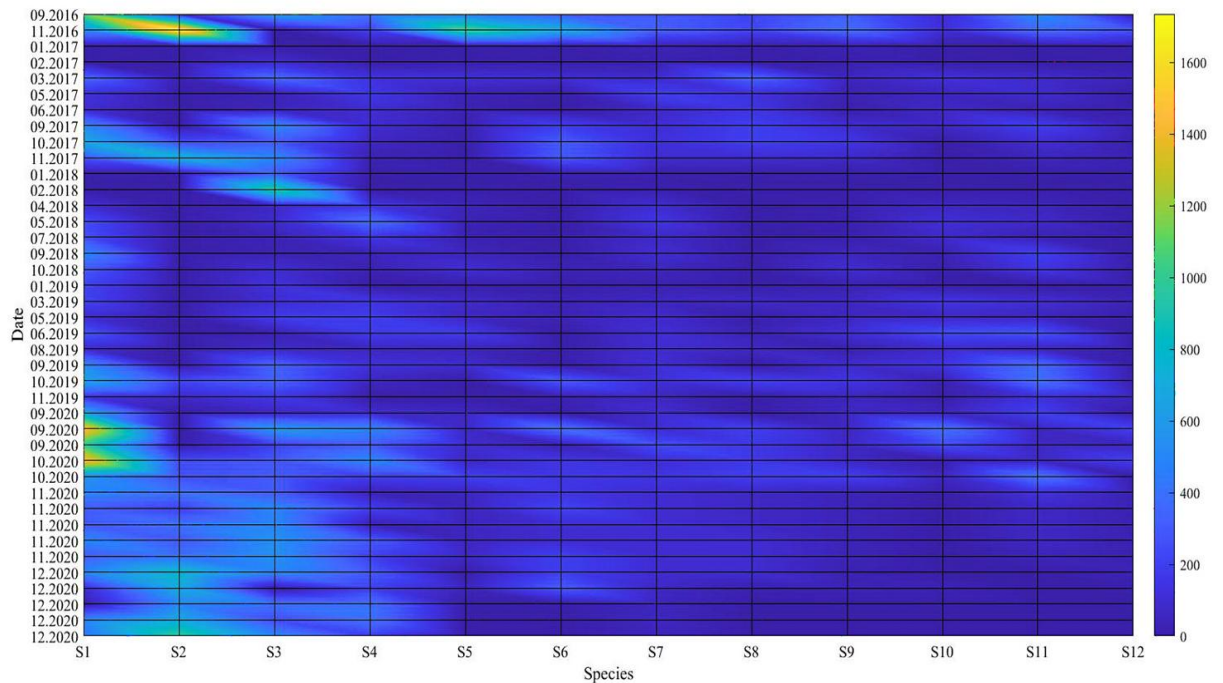
A vizsgált fajok listáját, valamint a hivatkozási kódjaikat (S1...S12) a 9. táblázat tartalmazza. A táblázatban az egyes fajok ürülékében található nitrogén- és foszforvegyületek becsült koncentrációja is szerepel az irodalmi hivatkozások alapján [212].

A vízimadárfajok kiválasztása során (9. táblázat) figyelembe vettem a vízimadarak tartózkodási idejét, egyedszámát, valamint azt, hogy anyagforgalmi szempontból milyen mértékben járulnak hozzá a tápanyagtranszportoz az adott vizes élőhelyen.

9. táblázat: A madárürülék napi nitrogén- és foszforterhelése fajonként

Kód	Madárfajok	Tudományos elnevezés	Nitrogén (g nap ⁻¹ egyed ⁻¹)	Foszfor (g nap ⁻¹ egyed ⁻¹)	Forrás
S1	Dankasirály	<i>Chroicocephalus ridibundus</i>	0,88	0,96	[213]
S2	Nagy lilik	<i>Anser albifrons</i>	0,69	0,08	[214]
S3	Tökés réce	<i>Anas platyrhynchos</i>	2,62	0,42	[213]
S4	Szárcsa	<i>Fulica atra</i>	0,61	0,19	[215]
S5	Nagy kárókatona	<i>Phalacrocorax carbo</i>	1,04	4,58	[216]
S6	Csörgő réce	<i>Anas crecca</i>	0,58	0,18	[215]
S7	Szürke gém	<i>Ardea cinerea</i>	1,38	3,78	[216]
S8	Barátréce	<i>Aythya ferina</i>	0,61	0,19	[217]
S9	Nagy kócsag	<i>Ardea alba</i>	1,38	3,78	[216]
S10	Búbos vöcsök	<i>Podiceps cristatus</i>	0,61	0,19	[217]
S11	Sztyeppi sirály	<i>Larus cachinnans</i>	0,66	0,62	[218]
S12	Kanalas réce	<i>Anas clypeata</i>	0,58	0,18	[217]

A PCA vizsgálat eredményeképpen kiválasztott legjelentősebb 12 madárfaj havi egyedszám változásának vizuális ábrázolása 2016 szeptembere és 2020 decembere között.



20. ábra: A Homoród patak Szűnyogszék szakaszán jelenlévő legjelentősebb madárfaj havi egyedszám változása

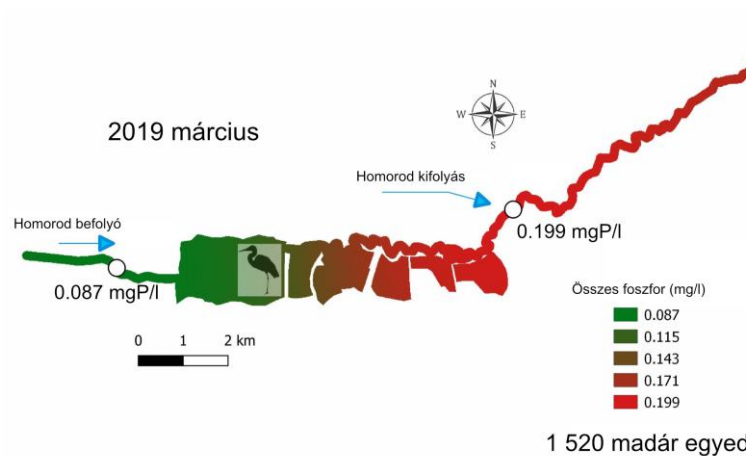
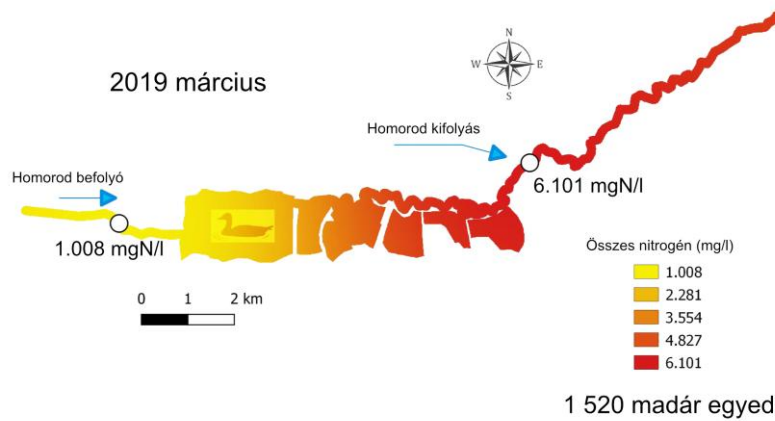
A 20. ábra függőlegesen a madárfajok idősoros egyedszámát, vízszintesen pedig az adott időpontban megfigyelt madárfajok összesített egyedszámát ábrázolja. A világoskék (>500), zöld (>1000) és sárga (>1500) szakaszok a madárállomány növekedését mutatják.

A madárszámok emelkedése összhangban van az összes foszfor- és nitrogén koncentráció kiugró értékeivel: a foszfortartalom jellemzően májusban, illetve szeptember és december között magasabb, míg a nitrogéntartalom általában márciusban és szeptember-decemberi időszakokban emelkedik.

A madarak jelenléte a területen számuk és valószínűsíthető nitrogén- és foszfor-hozzájárulásuk alapján nem tekinthető jelentős szennyező tényezőnek a vízminőség szempontjából, azonban hatásuk kimutatható. A mért paraméterek (TN mg/l, TP mg/l) változásait az interpolált adatok segítségével szemléltetem a 21. ábrán.

Az (Administrația Bazinală de Apă) ABA Olt 2019 tavaszi vízminőségi monitoring programjának időszakában végeztem madárszámlálást, hogy meghatározzam a vízimarak

tápanyag hozzájárulását a vizsgált szűnyogszéki vizes élőhely vízminőségének változásához.



21. ábra: A TN (mg/l) és a TP (mg/l) koncentráció alakulása 2019 márciusában 1520 vízimadárral a Homoród-patak Szűnyogszék szakaszán

A 21. ábrán látható, hogy a TN és a TP koncentrációja jelentősen változik a be- és kifolyó ponton a tavaszi vonulási időszak alatt. Az összehasonlítás alapjául ugyanazon időben, 2019 márciusában gyűjtött minták szolgálnak, melyek alapján a TN koncentrációja a befolyónál 1,008 mg/l volt, míg a kifolyónál 6,101 mg/l-re emelkedett. Az TN határérték az adott vízfolyásra 4 mg/l. Hasonló változás figyelhető meg a TP esetében is, a befolyónál mért 0,087 mg/l-es koncentráció a kifolyónál 0,199 mg/l-re növekedett. A TP határérték 0,08 mg/l.

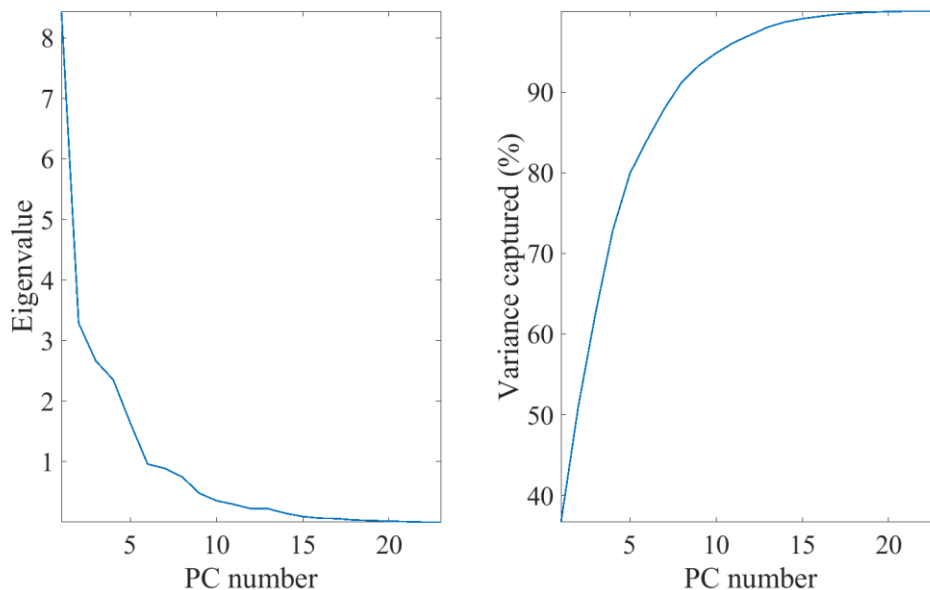
A 21. ábrán látható TP és TN koncentráció alakulása, amely befolyásolta a WQI-kategóriákat (2016-2019), ez megerősíti a korábban megállapított havi mintázatát a WQI

értékeknek (16. ábra), azaz az emelkedett értékek jellemzően a tavaszi és őszi vonulási időszakokban dominánsak.

PCA-analízist alkalmaztam a korábbi adatállományra,

- amely az év különböző hónapjaiban megfigyelt madarak számáról és fajairól,
- valamint a vízkémiai paramétereinek előzőleg feltárt, az 8. táblázatban bemutatott mutatóiról tartalmazott információkat.

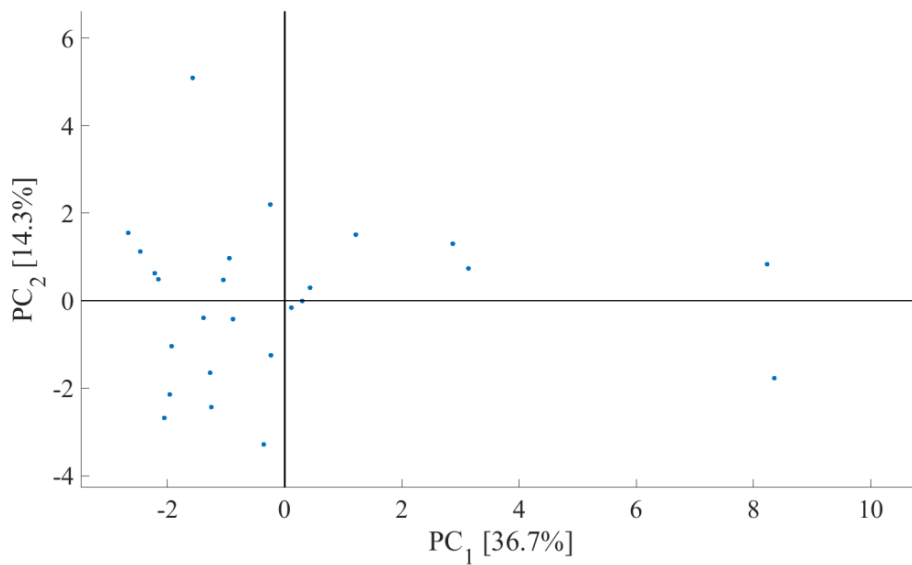
Ez a korábbi adatok 23 változó függvényében történő megfigyelését jelentette. A főkomponensek (PC-k) számát az előzően leírt módszer szerint választottam ki az A. 3. pontban leírtak alapján. Ebben az esetben az adatokat 5 PC-be sűrítethetők. A 2D PC altérben lévő mintákat az A.4. ábra mutatja. A PCA-transzformáció terhelése a 2D főkomponens altérben a 22. ábrán látható.



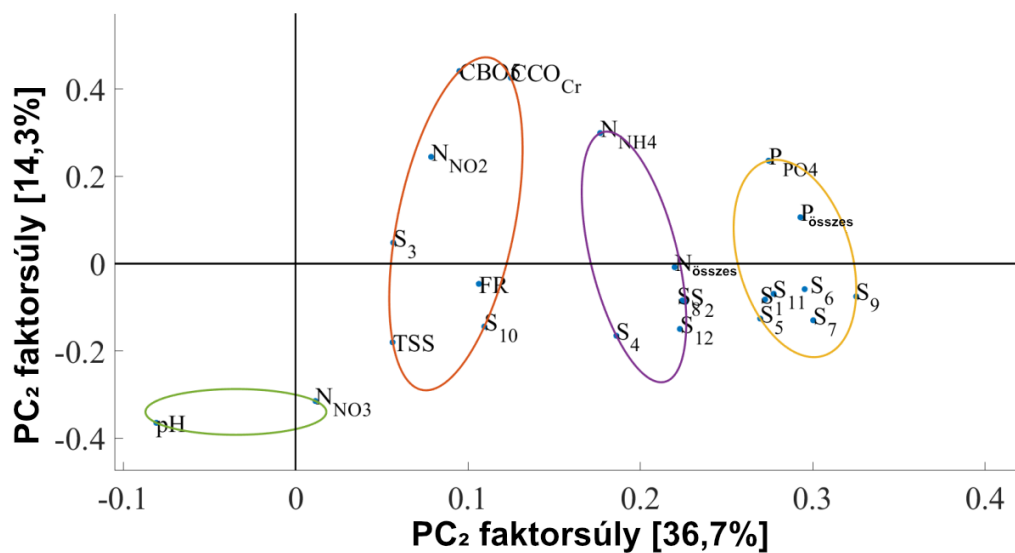
A. 3. ábra (a.) A PCA-transzformáció törésdiagramja [scree-plot] (b.) A visszatartott variancia a főkomponenseken belül

A 22. ábra mutatja a terhelések alapján vizsgáltam a vízkémiai paraméterek és a fajonkénti egyedszám közötti összefüggést. A klaszterezést az előző módszerhez hasonlóan végeztem el. A klaszterek optimális számát négyben határoztam meg, amelyeket eltérő színnel jelölök.

A megfigyelt Szúnyogszéki vizes élőhelyen 2016 és 2020 között a dankasirály, a kárókatona, a csörgő réce, a szürke gém, a nagy kócsag és a sztyeppi sirály (*Chroicocephalus ridibundus*, *Phalacrocorax carbo*, *Anas crecca*, *Ardea cinerea*, *Ardea alba* és *Larus cachinnans*) hasonló PC1 töltéseket mutatnak, mint az összes foszforra, valamint a vízben lévő foszfátvegyületek koncentrációjára vonatkozó változók [142].



A.4. ábra. Adatpontok a 2D PC altérben a továbbfejlesztett adathalmaz esetében



22. ábra A vízkémiai paraméterek és a madáradatok PCA-analízise (a Homoród-patak Szűnyogszék szakasza, 2016-2020)

A csörgő réce (*Anas crecca*) táplálkozási szokásai révén kevés foszfort tartalmazó ürüléket termel, de hajlamos az iszapfelszíneken, esetenként a kettő-négy centiméteres vízzel borított helyeken tanyázni, miközben felmozgatja az üledéket [219], így a foszfor az üledékből a vízfolyásba kerülhet [212], [220], [221]. Ezek a változók alkotják az első számú klasztert. Feltételezhető, hogy az említett madárfajonkénti egyedszám és a víz kémiai paraméterei között egyenes pozitív korreláció áll fenn, ami jelentős környezeti

hatásra utalhat. E madárfajok közötti hasonló terhelési pontszámok szintén korrelációra utalnak, ami hasonló vonulási és tartózkodási szokásokra utal. Ez a felsorolt vízimadárfajok ürülékében található foszfortöbblettel magyarázható. Ez különösen a dankasirály és a sztyeppi sirály és a sárgalábú sirálynál szembetűnő.

A második klaszterbe a nagy lilik, a szárcsa, a barátréce és a kanalas réce (*Anser albifrons*, *Fulica atra*, *Aythya ferina* és *Anas clypeata*) tartozik, amelyeknek a PC1 tekintetében hasonló töltéseik vannak, mint az első csoportnak, bár kisebb abszolút értékekkel. A PC-pontszámok alapján egyenes összefüggés figyelhető meg az adott klaszteren belüli madarak jelenléte és az összes nitrogénvegyület koncentrációja között. A növényevő vízimadarak ürüléke több nitrogént tartalmaz [20].

Az első klaszterbe a tőkés réce és a búbos vöcsök (*Anas platyrhynchos* és *Podiceps cristatus*) tartoznak. A fajok egyedszámát leíró változók hasonló töltésekkel rendelkeznek a PC1 és PC2 tekintetében, ami megkülönbözteti őket az előző csoportoktól.

A klaszterezési eredmények alapján a tőkés réce (*Anas platyrhynchos*) faj és a búbos vöcsök (*Podiceps cristatus*) faj korrelál a vízben lévő összes lebegőanyag, az összes oldott szilárdanyag, a biológiai oxigénigény és a nitritvegyületek koncentrációjával. Ez a nagy egyedszámmal és a táplálkozási szokásokkal magyarázható [222]. A búbos vöcsök (*Podiceps cristatus*) sokkal kisebb számban van jelen, és táplálkozási szokásai is mások, ők merülve keresik zsákmányukat, azonban Piersma [223] azt írja, hogy a sekély tavak esetében, a halállomány összetételétől függően, a búbos vöcsök táplálékának nagy része a fenékrétegből származhat, így elképzelhető, hogy a halak üldözése közben ők is hozzájárulnak valamennyivel a tápanyagban gazdag fenéküledék újrasszuszpendálásához, még ha nem is az iszapban táplálkoznak.

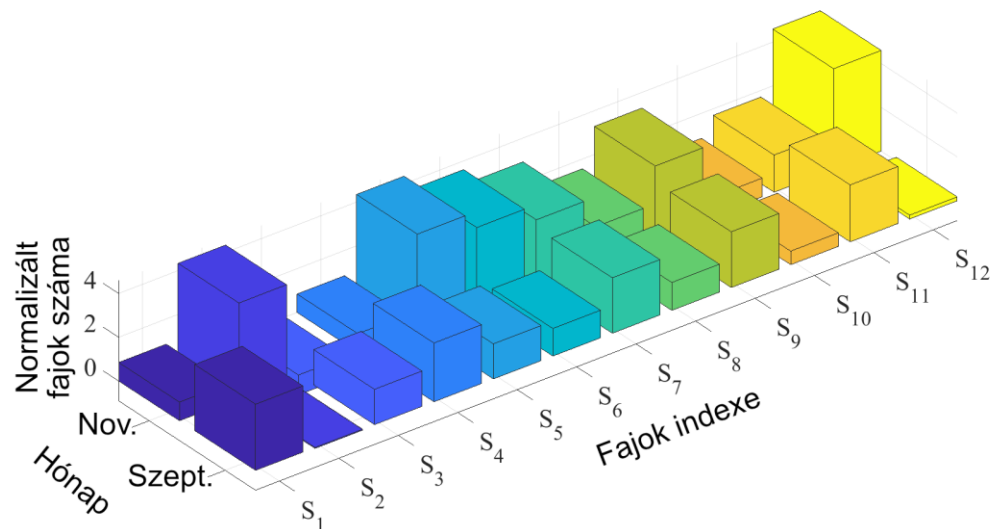
A negyedik klaszter a víz pH-értékét, valamint a nitrát-nitrogén (N-NO₃) vegyületek koncentrációját leíró változókat tartalmazza. Ebben a klaszterben egyetlen madárfaj sem szerepelt, ez azt jelzi, hogy a vizsgált vízimadarak jelenléte alig vagy egyáltalán nem volt hatással ezekre a változókra. A madárürülék feltehetően magnézium-ammónium-foszfátot és ammónium-urátot, illetve egyes korábbi források esetében húgysavat vagy húgysókat tartalmaz, a víz nitrát-nitrogén koncentrációja a kiválasztott (ürülék) nitrogén tartózkodási idejétől és a nitrifikációs folyamattól függ, ami megmagyarázza, hogy miért nem kerültek egy csoportba a madárfajokkal [224]. A magasabb nitrátkoncentráció csökkentheti a víz pH-értékét. Így a kettő összefüggésbe hozható, de a pH-t más tényezők, például az oldott szén-dioxid vagy az ammónia is megváltoztathatják [59].

Az adathalmazon belüli kiugró értékek azonosítására a Hotelling T^2 próbát használtam 95%-os konfidenciaintervallummal. A kiértékelés után két mintát találtam kiugrónak (az A.4 ábrán a (8,35, -1,77) és (8,23, 0,84) PC-koordinátájú adatpontok). Az ezekre a kiugró értékre vonatkozó adatokat (szeptember, november) a 20., 23. és 24. ábrákon ábrázoltam.

Az ábrák a kiugró értékek időszakát és a madárfajok eloszlását mutatják, amelyek a vízkémiai paramétereinek varianciáját tekintve is a legtöbb kiugró értéket adták (18. ábra).

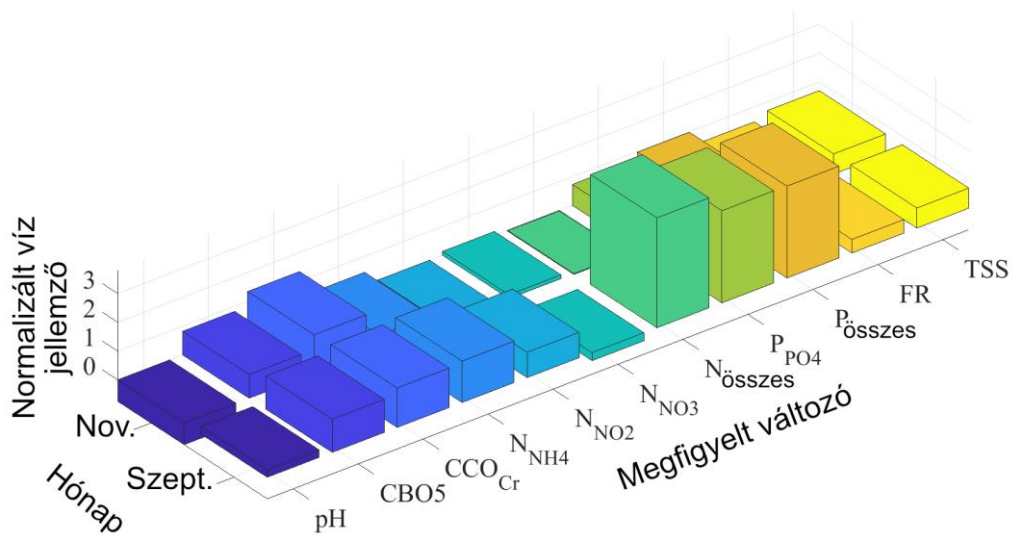
Az első kiugró érték szeptemberben volt, amelynek PC-koordinátái (8,23, 0,84) az A.4 ábrán látható. A PC1 és PC2 magas pozitív értékei arra utalnak, hogy az egyes és kettes klaszterben átlag feletti számú faj van jelen, és a 22. ábrán látható terhelési pontszámok alapján valószínűleg magas az összes foszfor-, nitrogén- és foszfátvegyületek koncentrációja. Ez a 23. és a 25. ábra megfigyelése után ellenőrizhető. A 23. ábra azt mutatja, hogy az egyes és kettes klaszterbe tartozó madárfajok számának normalizált értéke szeptemberben átlagon felüli volt. Amely az összes nitrogén-, foszfor- és foszfátvegyületek átlagon felüli koncentrációját okozta ezt mutatja a 24. ábra.

A 23. ábrán látható novemberi kiugró értékeknél, hogy a megfigyelt egyedszámban nagymértékben emelkedett a nagy lilik, a kárókatona, a csörgő réce, a szürke gém, a nagy kócsag és a kanalas réce fajok. Ezt a kiugró pontot az A.4. ábrán a (8,35, -1,77) koordináták jelölik.



23. ábra A standardizált madárfajok száma a kiugró mintákon belül

A 23. ábrán látható terhelések alapján a felsorolt madárfajok mindegyike pozitív terhelést mutat a PC1-re és negatív terhelést a PC2-re, ami megmagyarázza a PC-pontszámot.

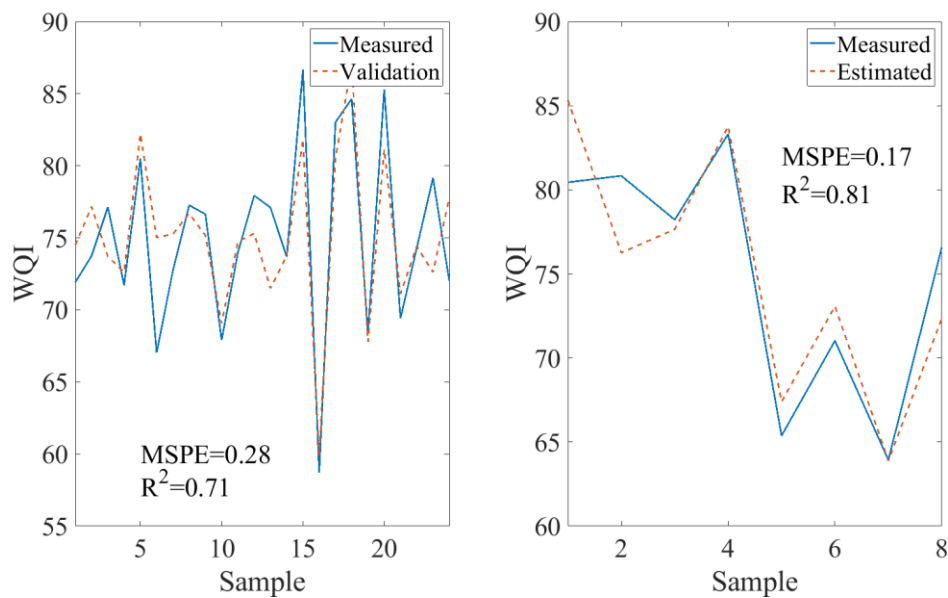


24. ábra A víz standardizált kémiai paramétereinek kiugró mintákban

A 24. ábrán a normalizált vízkémiai paraméterek láthatók, hogy a pH, a nitrit, a nitrit-N, a nitrát-N, az ammónium-N és a TN koncentrációjának kivételével, valamennyi változó 0 fölött van, ami átlagon felüli értékeket jelez. A madarak jelenléte nem magyarázza teljesen a víz nitrogénterhelését. A kifolyó résznél magasabb a nitrogénkoncentráció, mint ami a madárürülék és az áramlási sebesség alapján várható lenne. Ez összhangban áll a madárürülékből származó tápanyag hozzájárulással, mivel a vonulási időszakban megfigyelhető madárpopuláció növekedése egyaránt hozzájárulhat az emelkedett értékekhez. A standardizált adatok használata miatt az egyes hónapokon belüli abszolút madárszámok nem jelennek meg egyértelműen, azonban a szeptemberi madárösszlétszám lényegesen magasabb volt, mint novemberben. Ez hozzájárult a vízben lévő foszfor- (P) és nitrogén- (N) vegyületek koncentrációjának növekedéséhez.

A 12 vizsgált madárfaj jelenléte és a WQI-érték közötti kapcsolat megteremtésére PCR-t alkalmaztam. A regresszióhoz az 8. táblázatban szereplő változókat használtam. A megfigyelt változó a WQI-érték volt minden egyes vizsgált időpontra. Az adatsoron regressziót alkalmaztam, amelyet a vízimadarak jelenlétének figyelembevételével a WQI változásának előrejelzésére használtam. A képzési és validálási adathalmazok, valamint az illesztési eredmények a 25. ábrán láthatók. A képzési és validálási adathalmazokat az eredeti megfigyelt adathalmaz 25-75%-os arányban történő véletlenszerű felosztásával

nyertem. Az adathalmaz 25%-át használtam validálási adatnak, míg 75%-át képzési adatnak.



25. ábra (a.) A madárszámon alapuló WQI becslésére szolgáló képzési adathalmaz b.) A madárszámon alapuló WQI előrejelzésére szolgáló validálási adathalmaz

A 25. ábra eredményei alapján a PCR módszer alkalmas volt a WQI pontos becslésére, figyelembe véve a jelenlévő madarak számát és fajtát, amit a viszonylag magas R^2 értékek és az alacsony MSPE pontszámok is alátámasztanak. A képzési adatok esetében az R^2 érték 0,71, míg az MSPE 0,28 volt. A validálási adathalmaz esetében a mérőszámok 0,81, illetve 0,17 voltak. A két mérőszám konzisztenciája és kedvező értékei a PCR-modell robusztus és jó teljesítményére utalnak a WQI becslésére.

4.2.1 A PCA és PCR módszerek eredményeinek összefoglalása

A PCA-módszert a különböző egyedszámú vízimadár-fajok, a vízminőségi paraméterek, valamint a nitrogén- és foszforterhelés időbeli kapcsolatának összehasonlítására alkalmas.

Az alkalmazott módszer a haleyő vízimadarak és a tápanyagforgalom, különösen a foszfortartalom közötti kapcsolatot mutatja. Ez az összefüggés alátámasztható, mivel a haleyő vízimadarak táplálékának és ürülékének foszfortartalma viszonylag magas.

A vízimadarak foszfor-hozzájárulása módosíthatja a gyakran foszfor-korlátozott vizes élőhelyek tápanyaginputját. Regionális szinten a hatások még jelentősebbek lehetnek, és nemcsak a foszfor, hanem a nitrogén szempontjából is [225].

A vízimadarak szezonális gyakoriságának figyelembevételével az alkalmazott módszer alapján a halevő vízimadarak, mint pl. a kárókatona, csak kisebb szerepet játszanak a Szűnyogszéki tavak nitrogénterhelésében. Még a nagyszámú növényevő lúdfajok nitrogén-hozzájárulása is alacsony marad. A csörgő réce (*Anas crecca*) és a tőkés réce (*Anas platyrhynchos*) fajok nagy számban vannak jelen egyidejűleg, táplálék után kutatva, megzavarva az üledéket, ami részben a tápanyagban gazdag fenéküledék újraszuszpendálásával magyarázza e csoport kapcsolatát.

További módszerek is rávilágítanak a vízimadarak szerepére a foszforforgalom alakításában a sekély tavak ökoszisztémáiban, kiemelve a madarak tápanyagbevitelének és -exportjának jelentőségét, valamint az ilyen vizes élőhelyek fontosságát a foszfor megkötésében és az éghajlatváltozás hatásainak megértésében [226].

A PCA eredményei alapján regressziót végeztem, hogy a vízimadarak jelenlétének függvényében a WQI-ben bekövetkező változások előrejelzésére alkalmas módszert biztosítsak. A becsült modell 0,81-es R^2 értékkel és 0,17-es MSPE-vel pontosan megbecsülte a WQI-n belüli változásokat.

Az eredmények hozzájárulhatnak a különböző víztestek vízgazdálkodási terveihez, és beépíthetők a madárvédelmi intézkedések várható következményeibe, mivel az egyedszámban bekövetkező jelentős változások befolyásolhatják egy adott víztest foszfor- és nitrogénkoncentrációját. A halevő és növényevő vízimadarak együttes foszfor-hozzájárulása (TP akár 6,6%-a kifolyónál), befolyásolhatja a gyakran foszfor-korlátozott vizes élőhelyek tápanyagellátottságát, míg a Szűnyogszéki tavak esetében a növényevő lúdfajok által dominált nitrogén-hozzájárulás kisebb mértékű (TN 0,7%-a a kifolyónál).

Az azonosított összefüggések felhasználhatók egy olyan döntéstámogató algoritmus elkészítéséhez, amely a madárvédelmi intézkedésekből várható madárlétszám-változások hatását előrejelzi a vízgazdálkodási terv számára, így az a változó tápanyagterhelés nagyságának és periodicitásának figyelembevételével készíthető el.

A kutatás hozzájárul a vízimadarak és a vizes élőhelyek közötti kölcsönhatások mélyebb megértéséhez. Az eredmények alapvető fontosságúak a hatékony vízkezelési stratégiák kidolgozásához, amelyek integrálják a vizes élőhelyek és az azokhoz kötődő fajok közötti összefüggéseket. A vízimadarak indikátorszerepének kihasználása a Szűnyogszéki tavaknál végzett monitoring és előrejelzési rendszerek egyik hasznos eleme lehet.

A PCR módszerek alapján végzett elemzések bizonyították, hogy a madarak jelenléte megbízhatóan jelzi a tápanyagszintek szezonális változásait. Ezért a madárpopulációk viselkedése és számszerű jelenléte beépíthető a tápanyagterhelési és vízminőségi modellekbe, elősegítve a pontosabb előrejelzéseket.

4.3 A szúnyogszéki vízimadarak ökológiai szerepe a tápanyagforgalomban

A gildek (funkcionális csoportok) és a vízminőségi változók kapcsolata

A Szúnyogszéki tavaknál a vízimadarak nagyobb számban főként a vonulási időszakban és a táplálékkínálat növekedésekor voltak jelen [101], [118]. Ezek a madarak nem csupán táplálkozási szokásaik révén befolyásolják az ökoszisztémákat, hanem indikátorként is szolgálnak a vízben található tápanyagok jelenlétének és eloszlásának vizsgálatában. Az általuk végzett tápanyagáramlás, a nitrogén- és foszforvegyületek szállítása, jelentősen befolyásolja a vízi ökoszisztémák tápanyagforgalmát.

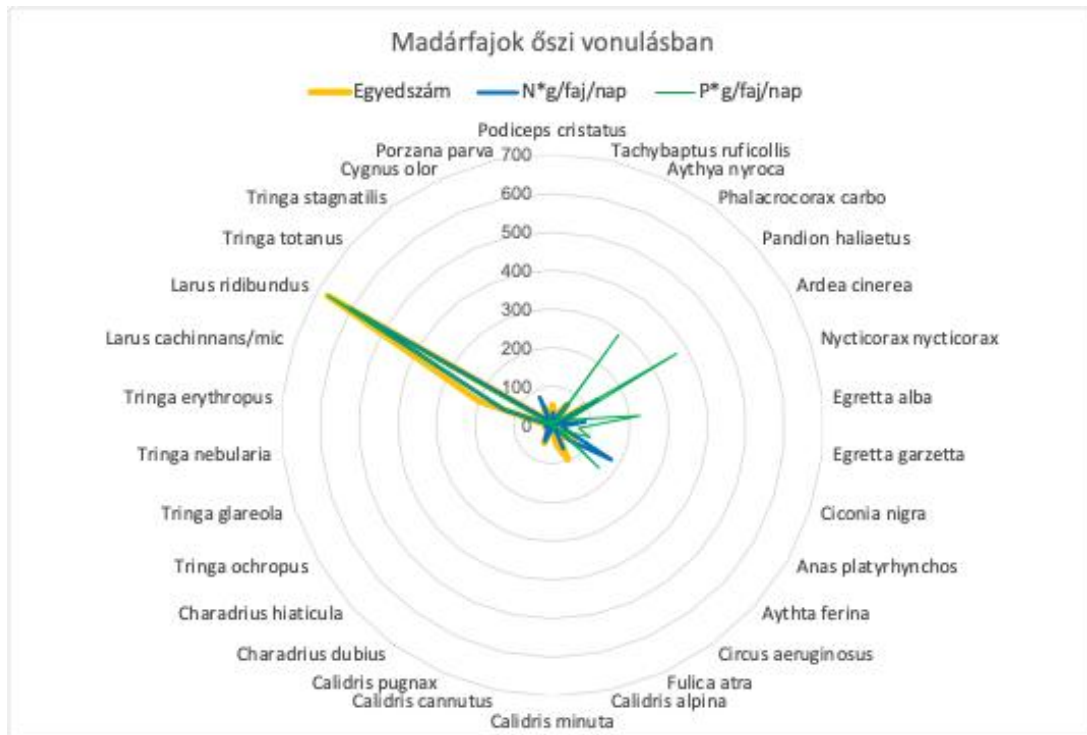
A vízimadarak populációdinamikájának elemzése mélyebb betekintést nyújt ökológiai szerepükbe, tekintettel a tápanyagtranszportra és a vízminőségre gyakorolt hatásukra. A vizsgálatomban szereplő vízimadár-faj-csoportok eltérő trófikus szinteken helyezkednek el, ami különböző táplálkozási szokásaikból és ökológiai szerepükből adódik. Táplálkozási stratégiáik változatossága meghatározó a vízi ökoszisztémák működésében. A halragadozó (piscivorus) madarak halakat és vízi gerincteleneket fogyasztanak, míg a növényevők és rovarrevők a vízi növényzetet, illetve a vízben vagy annak környezetében élő rovarokat hasznosítják. Ezek az eltérő táplálkozási szokások jelentős hatást gyakorolnak a táplálékhálózatok dinamikájára és a tápanyagciklusokra. Az anyagforgalmi gildekbe történő besorolást a Szúnyogszéki tavakhoz kapcsolódó vízimadarak területhasználati szokásainak (táplálkozó-, pihenő-, vagy tartózkodási idő) és a vizek legfontosabb táplálékforrásainak figyelembevételével végeztem [20].

Az általam vizsgálat időszak (2016-2022) során megfigyelt karakterisztikus fajok anyagforgalmi gildekbe sorolását Boros [227] gildkonceptiójára alapoztam, amelyeket a 10. táblázatban foglaltam össze.

A 26. ábra bemutatja a Szúnyogszéki tavakon 2020 szeptemberében megfigyelt vízimadarak napi tápanyag-hozzájárulását nitrogénben (N g/faj/nap) és foszforban (P g/faj/nap) kifejezve. A vízimadár-monitoring a populációk, vonulási minták, élőhelyhasználat és populációdinamika vizsgálatára szolgáló módszer, amely segíti az ökológiai szerepük és élőhelyük állapotának megértését.

10. táblázat: A vízimadarak osztályozási tényezői, amelyek egy adott célterület tápanyag-forgalmi gildjeinek azonosítására szolgálnak [220]

Guild	Madárfajok
A	<i>Anser albifrons, Anser anser, Anser fabalis, Branta ruficollis, Grus grus</i>
B	<i>Anas acuta, Anas clypeata, Anas crecca, Anas penelope, Anas platyrhynchos, Anas querquedula, Anas strepera, Ardea cinerea, Ardea purpurea, Bubulcus ibis, Calidris pugnax, Ciconia ciconia, Ciconia nigra, Egretta alba, Larus argentatus, Larus cachinnans, Larus cachinnans/mic, Larus canus, Larus fuscus, Larus genei, Larus melanocephalus, Larus michahellis, Larus minutus, Larus ridibundus, Numenius phaeopus, Philomachus pugnax, Vanellus vanellus</i>
C	<i>Actitis hypoleucos, Alcedo atthis, Ardeola ralloides, Aythya ferina, Aythya fuligula, Aythya nyroca, Aythya ferina, Aythya marila, Aythya nyroca, Bucephala clangula, Caidris minuta, Calidris alpina, Calidris canutus, Calidris ferruginea, Charadrius dubius, Charadrius hiaticula, Chlidonias hybrida, Chlidonias leucopterus, Chlidonias niger, Cygnus columbianus, Cygnus cygnus, Cygnus olor, Egretta garzetta, Fulica atra, Galinula chloropus, Gallinago gallinago, Gavia arctica, Gavia stellata, Haematopus ostralegus, Ixobrychus minutus, Limosa limosa, Melanitta fusca, Mergus albellus, Mergus merganser, Mergus serrator, Netta rufina, Numenius phaeopus, Nycticorax nycticorax, Phalacrocorax carbo, Phalacrocorax carbo/pygmeus, Pluvialis squatarola, Podiceps auritus, Podiceps cristatus, Podiceps nigricollis, Porzana parva, Rallus aquaticus, Recurvirostra avosetta, Sterna caspia, Sterna hirundo, Tachybaptus ruficollis, Tadorna tadorna, Tringa erythropus, Tringa glareola, Tringa nebularia, Tringa ochropus, Tringa stagnatilis, Tringa totanus</i>



26. ábra: Vízimadarak jelenléte a Szűnyogszék-i tavakon 2020 szeptemberében és napi tápanyag hozzájárulásuk N g/faj/nap és P g/faj/nap

A 2016 és 2022 közötti megfigyelések során a vízimadarak anyagforgalmi gildek szerinti százalékos megoszlása a 27. ábrán látható.

A gild (Nettó importőr): A vízimadarak 11%-a tartozik ebbe a csoportba. Ez a guild kisebb populációval rendelkező fajokat foglal magában, amelyek kevésbé voltak meghatározóak a vizsgálati időszakban.

B gild (Importőr-exportőr): A legnagyobb arányt képviseli, a madarak 60%-ával. Ezek a fajok mind tápanyagok bevitelében, mind eltávolításában szerepet játszanak.

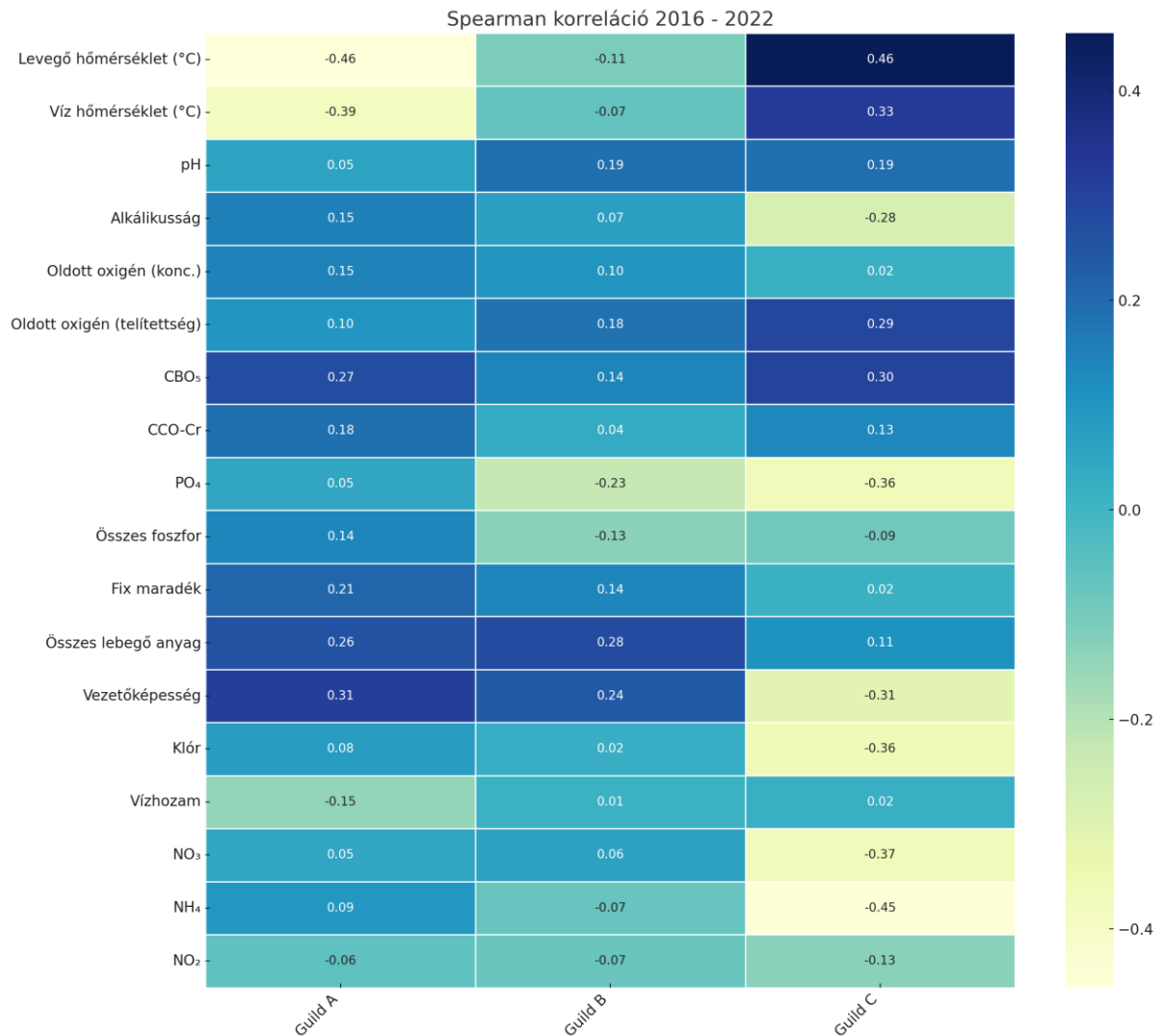
C gild (Nettó exportőr): A megfigyelt madarak 29%-a sorolható ide. Bár kisebb arányt képviselnek, jelentős szerepük van a tápanyagforgalom szabályozásában. Az eredmények azt mutatják, hogy a vizsgált időszakban az importőr-exportőr **B** gildhez tartozott a legtöbb madár, ami a Szűnyogszéki tavak ökológiai dinamikájában betöltött szerepüket jelzi. Az egyes gildek közötti eltérések jelzik a különböző ökológiai szerepüket és hozzájárulásukat a tápanyagforgalomhoz.



27. ábra: A vízimadarak számának gild-ek szerinti megoszlása a Szűnyoszéki tavaknál 2016 és 2022 között végzett madármegfigyelések alapján

4.3.1 Vízminőségi paraméterek és gild-ek kapcsolata

A vízminőségi paraméterek és a gild-ek alkotó egyedszám közötti kapcsolat nem lineáris. Az ökológiai és vízminőségi adatok gyakran tartalmaznak szélsőséges értékeket. A Spearman-korrelációs módszer alkalmazása indokolt, mivel kevésbé érzékeny az adatok szélsőértékeire, és jobban mutatja a nem lineáris kapcsolatokat (28. ábra).



28. ábra: Spearman-korreláció (2016–2022) a víz fizikai- kémiai paramétereit, valamint a guildek kapcsolata között

Az **A** gild, a lúdalakúak (*Anseriformes*) jelenléte alacsonyabb vízhőmérséklettel mutat összefüggést, mivel ezek a fajok jellemzően a téli hónapokban érkeznek az adott vizes élőhelyekre.

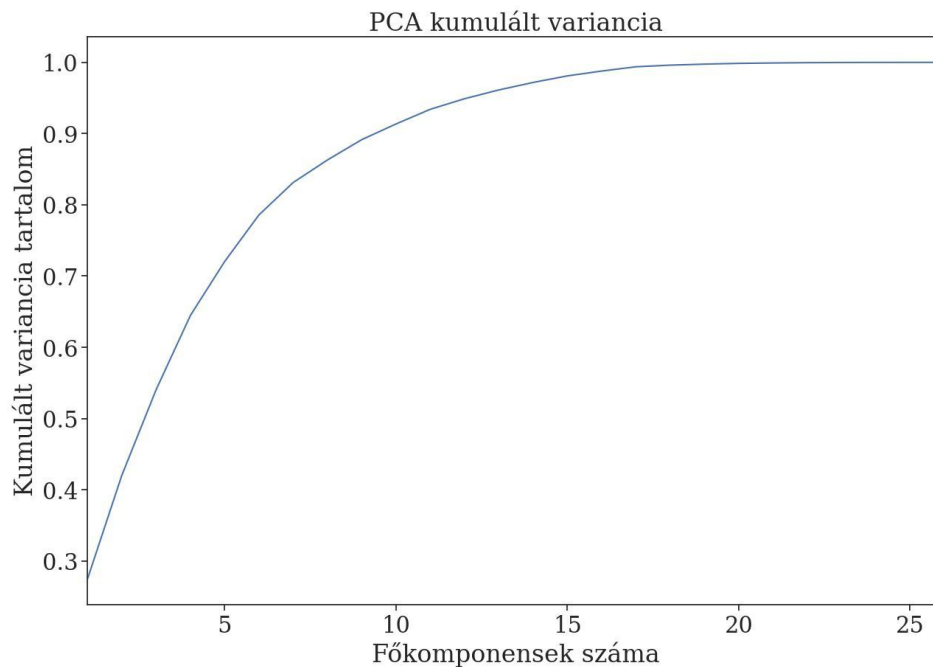
Erős negatív korrelációt mutat a levegő (-0,46) és a víz hőmérsékletével (-0,39), valamint mérsékelt pozitív kapcsolatot mutat a CBO₅-tel (0,27), az összes lebegő anyaggal (0,26) és a vezetőképességgel (0,31). Ez megerősíti a hidegebb időszakokban való megjelenésük és a tápanyagokhoz kötődő aktivitásuk összefüggését.

A **B** gild a TSS-el mutat kapcsolatot (0,28) és a fajlagos vezetőképességgel (0,24), de nincs számottevő kapcsolata a tápanyagokkal.

A **C** gild negatív korrelációt mutat a foszfáttal (PO₄³⁻, -0,23) és az összes foszforral (-0,13), valamint a vezetőképességgel (-0,31) és nitrát-ionokkal (NO₃⁻, -0,37), míg a BOD korrelációs érték 0,30, amely a szerves anyagok lebontásával függ össze.

4.3.2 A főkomponensek elemzése és klaszterezés

Az eredeti adatsor variációjának megőrzését főkomponens-analízissel (PCA) elemeztem, és az eredményeket a főkomponensek számának függvényében ábrázoltam. A variancia magyarázóereje alapján az "elbow" pont környékén ideális esetben 6-8 főkomponens kiválasztása ajánlott, azonban a klaszterezési elemzésekhez az első két főkomponenst alkalmaztam az adatok egyszerűsítése érdekében (29. ábra).



29. ábra: A főkomponensek kumulált varianciája a Szúnyogszéki vizes élőhelyen vizsgált vízkémiai változói és a vízimadarak gildcsoportjai alapján (2016–2022)

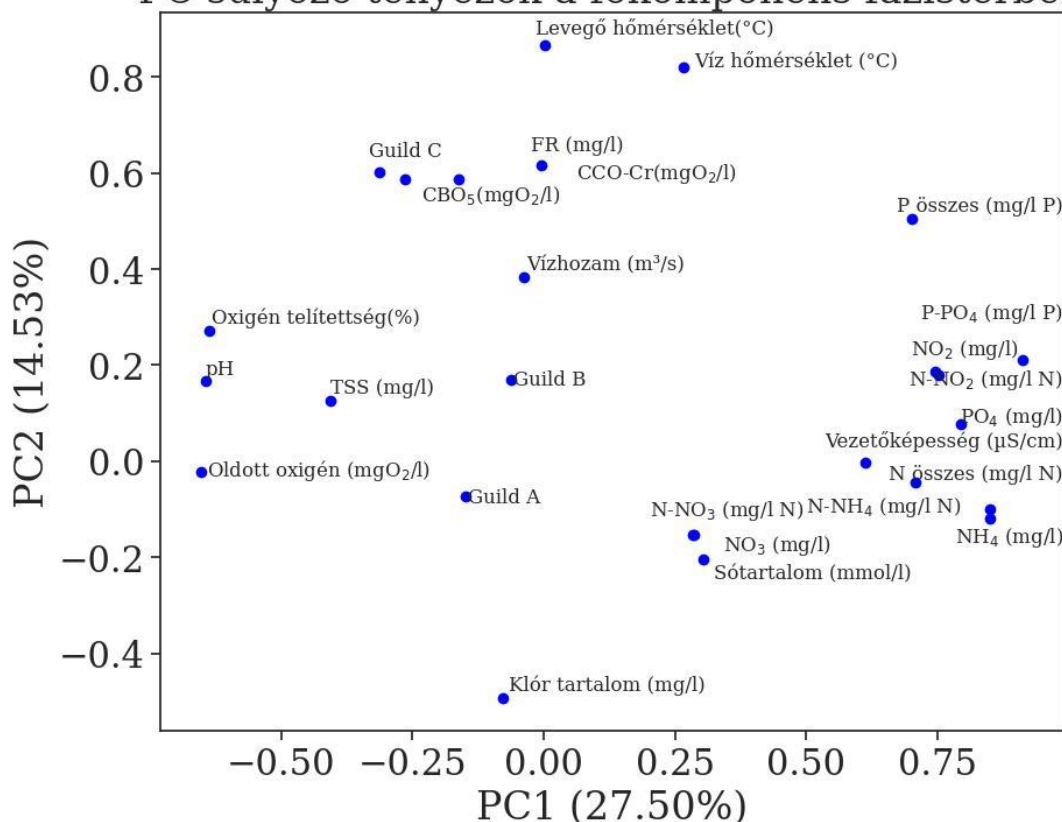
Vizsgáltam, hogy az eredeti változók milyen mértékben járulnak hozzá az egyes főkomponensekhez, amit az első két főkomponens térben ábrázoltam (30. ábra). Az eredmények az alábbi összefüggéseket mutatták:

A **C gild** negatívan korrelál a víz NH_4 - és NO_3 -tartalmával, amit a főkomponensek ellentétes előjele egyértelműen jelez. Ugyanakkor pozitívan korrelál a BOD-el és a FR-val.

Az **A gild** negatív kapcsolatot mutat a TP és víz hőmérséklet-értékekkel, ami azt jelzi, hogy ezek a fajok hidegebb időszakokban fordulnak elő. Ezzel szemben pozitív korreláció figyelhető meg az oldott oxigénkoncentrációjával.

A **B gild** esetében nem mutatható ki egyértelmű korreláció. Részben együtt mozog a TSS-sel és a pH-val, azonban utóbbi esetében az összefüggés gyengébb.

PC súlyozó tényezők a főkomponens fázistérben

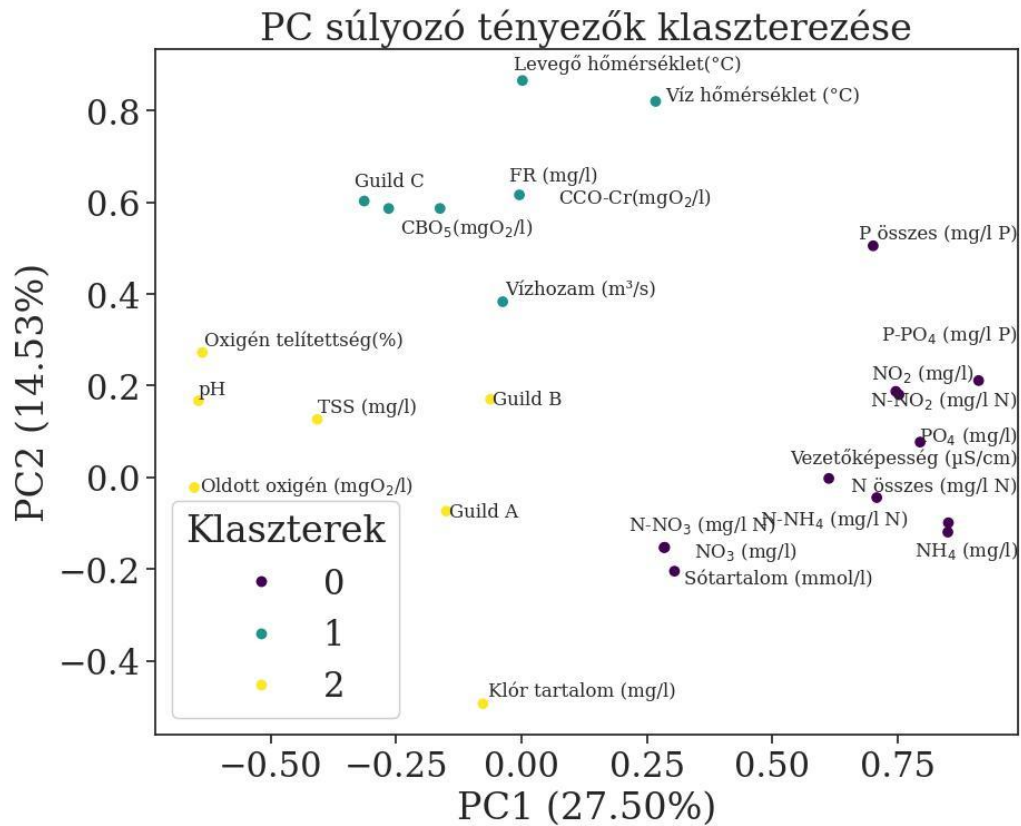


30. ábra: A változók súlyának eloszlása az első két főkomponens terében a Szűnyogszéki vizes élőhely vízkémiai paramétereit és vízimadarak guildcsoportjai alapján (2016–2022)

A főkomponensek elemzése során az alábbi tendenciák voltak megfigyelhetők:

- **A guild:** Összefüggést mutat az NO₃⁻ és NH₄⁺ tartalommal.
- **B guild:** Korrelál a PO₄³⁻ és NO₂⁻ tartalommal.
- **C guild:** Kapcsolatot mutat a TP-vel. Az összefüggések iránya azonban nem egyértelmű, mivel a két főkomponens ambivalens előjeleket mutat.

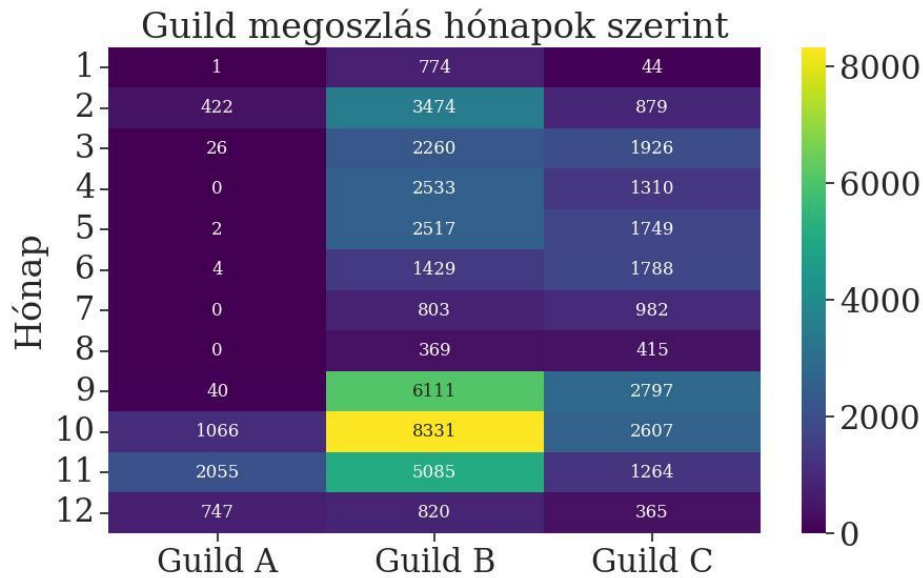
A változókat a k-means algoritmus segítségével klasztereztem, és az első három főkomponens alapján három klaszterbe soroltam őket. Az optimális klaszterszámot a WSS-görbe (within-cluster sum of squares) segítségével határoztam meg. A klaszterek azonos színekkel jelölve láthatók a 31. ábrán.



31. ábra: A változók klaszterezése az első két főkomponens terében a Szúnyogszéki vizes élőhely vízkémiai paraméterei és vízimadarak gildecsoportjai alapján (2016–2022)

A 31. ábrán látható, hogy az első két főkomponens, **PC1 (27,45%)** és **PC2 (14,50%)**, együtt az adathalmaz varianciájának 41,95%-át magyarázza. A változók klaszterezését mutatja be három klaszterre bontva, amelyek a PC1 és PC2 súlyai alapján alakultak. A klaszterek szabálytalan alakja miatt ellipszisek illesztésére nem volt lehetőség. Az elemzés alapján az **A** gild és a **B** gild változói a TSS-sel és a DO koncentrációval korrelálnak, míg a **C** gild a BOD-al és a FR-val mutat kapcsolatot.

A guildek havi eloszlása a Szúnyogszéki vizes élőhelyen 2016–2022 között (32. ábra), amely a guildek évszakos jelenlétét és változékonyságát mutatja be.



32. ábra: A gildek havi megoszlása a Szúnyogszéki vizes élőhelyen (2016–2022)

Az **A** gild főként a téli hónapokban jelenik meg, ami megmagyarázza, hogy miért korrelál negatívan a vízhőmérséklettel és pozitívan az oldott oxigénkoncentrációval.

A **B** és **C** gildek egész évben jelen vannak, ami megnehezíti az egyértelmű szezonális trendek kimutatását.

A gildek és vízparaméterek PCA eredményei alapján feltételezhető, hogy a víz összetételének évszakos változásai és a különböző gildek együttes jelenléte okozza az egyértelmű korrelációk hiányát. A **C** gild jelenléte alatt például a nitrogéntartalmú vegyületek (NO_3 és NH_4) mennyisége csökken, míg a foszforral való kapcsolat kevésbé egyértelmű. Az adatok azt mutatják, hogy a gildek együttes jelenléte bizonyos esetekben kiegyenlítheti egymás hatásait: az egyik guild tápanyagokat exportál, míg a másik importál. Ez a dinamika hozzájárulhat az ambivalens eredményekhez, különösen akkor, ha több guild egyszerre van jelen az adott időszakban.

4.4 *Idősoros elemzések a vízminőség előrejelzéséhez*

A kutatás célja a vízminőségi paraméterek időbeli változásainak előrejelzése idősoros elemző módszerekkel, a folyamatos, valós idejű vízminőség-monitoring rendszerek által gyűjtött adatokra alapozva. Ezek a rendszerek pontos előrejelzéseket tesznek lehetővé, amelyek a fenntartható vízgazdálkodás alapvető elemei, különösen az olyan ökológiailag érzékeny területeken, mint a Kis-Balaton Vízvédelmi Rendszere és a Szűnyogszéki vizes élőhely, melyek nemzetközi jelentőségűek.

Az elmúlt évtizedekben jelentős fejlesztések történtek az online vízminőség-monitoring rendszerek területén, amelyek valós időben gyűjtenek adatokat a felszíni vízparamétereiről. Az ilyen rendszerek kritikus fontosságúak a vízszennyezés korai felismerésében és a megfelelő vízgazdálkodási gyakorlatok alkalmazásában.

Az idősoros elemző módszerek, különösen az autoregresszív modellek, alkalmas eszközzé váltak a vízminőségi paraméterek előrejelzésében.

Az autoregresszív integrált mozgóátlag (ARIMA) modellek alkalmazhatók az egyszerűségük és a viszonylagos pontosságuk miatt. E modellek lényege, hogy a múltbeli megfigyelések alapján becsülik meg a jövőbeni értékeket, lehetővé téve a vízminőségi paraméterek, mint az oxigéntelítettség, pH-érték, vezetőképesség és redox potenciál előrejelzését.

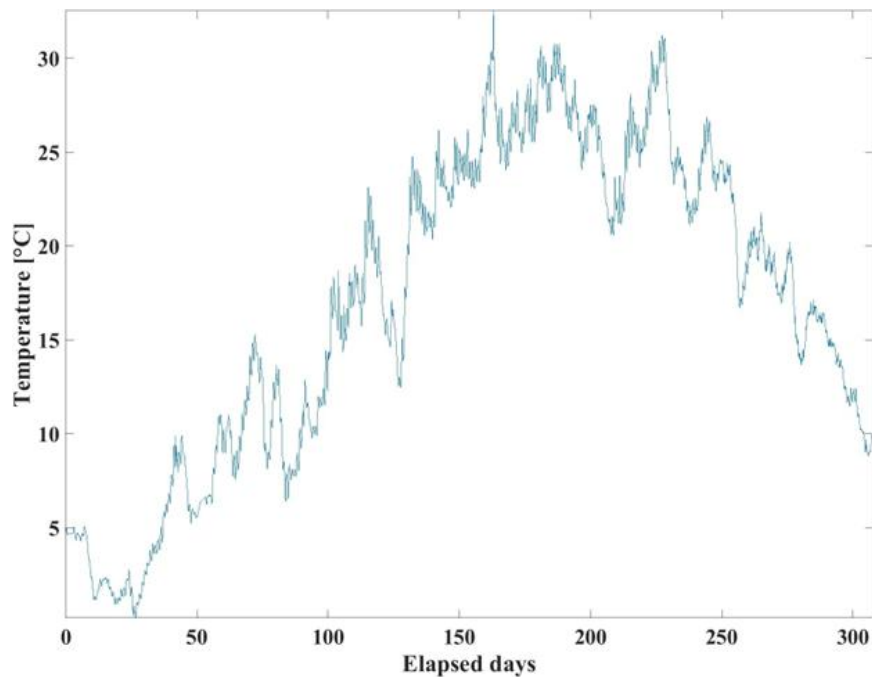
4.4.1 ARIMA és ARMA modellek alkalmazása

A munka során az ARIMA (Autoregressive Integrated Moving Average) és ARMA modellt használtam a víz fizikai-kémiai paramétereinek idősoros adatainak elemzésére és előrejelzésre.

4.5 A Kis-Balaton Vízvédelmi Rendszer valós idejű monitoring adatainak feldolgozása és az előrejelzési modellek alkalmazása

A folyamatos vízminőségi monitoring egy 11 hónapos megfigyelési időszakot ölelt fel 2023 januártól novemberig, összesen 29489 mért adatot tartalmazva. Az idősoros adatokat a módszer alkalmazása előtt feldolgoztam, mivel az eredeti nyers adatbázisban kiugró értékek és hiányzó adatok is előfordultak.

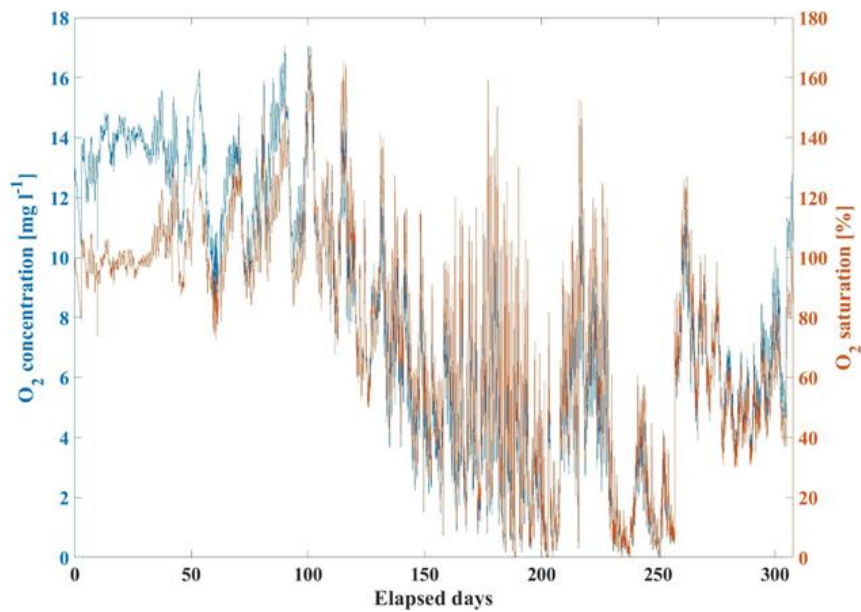
Az azonosított kiugró értékek száma elhanyagolható volt (124 adatbejegyzés, ami az egész minta számának 0.42%-a) a teljes minta számához képest. A kiugrónak tekintett vagy hiányzó értékekkel rendelkező mérési adatokat eltávolítottam az adathalmazból. Az Interquartile Range Test (IQR) tesztet olyan változókra alkalmaztam, amelyek nem követték a normális eloszlást (pl. DO koncentráció, zavarosság). Az adatok végső feldolgozása után a mintákat napi két mérési adatra redukáltam, hogy javítsam a hosszabb távú előrejelzések pontosságát. A különböző vízminőségi paraméterek időbeli alakulása a kiugró értékek eltávolítása után a 33-38. ábrákon láthatóak.



33. ábra. A vízhőmérséklet változása a vizsgált időszakban

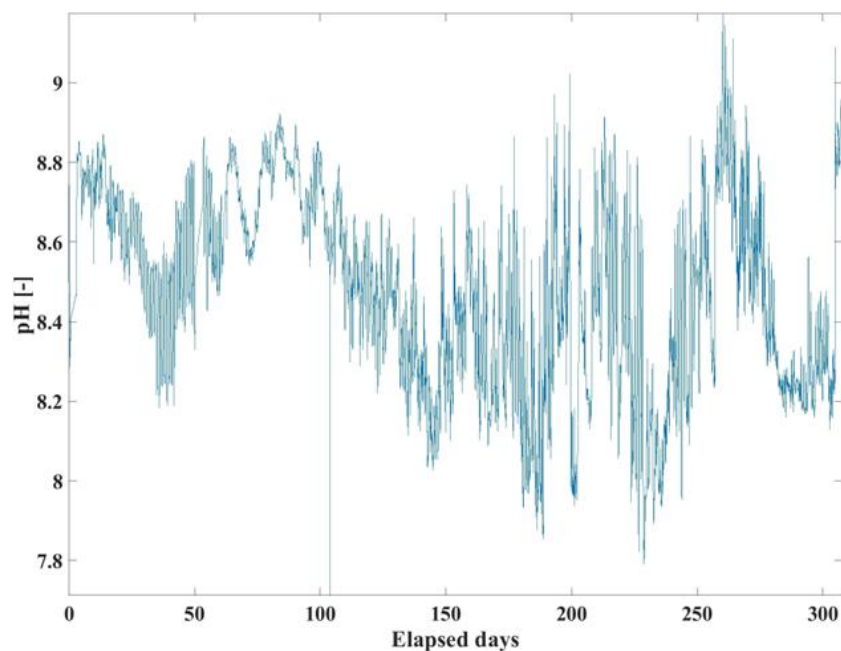
A hőmérséklet változása követi a régió éves hőmérsékleti ciklusát, az évszakok változásával trend jelei mutatkoznak a 34. ábrán látható. A kapcsolódó változók, mint például az oldott oxigénkoncentrációja és az oldott oxigéntelítettség is korrelálnak a hőmérsékleti trenddel. Ahogy a vízhőmérséklete emelkedik, a DO és az oxigén telítettség

csökkenő tendenciát mutatnak, amint az a 34. ábrán látható. Bár nem egyértelműen, de gyenge szezonális jelei is jelen vannak a három adatblokkban, még egy éven belül is, ismétlődő mintázatokkal.



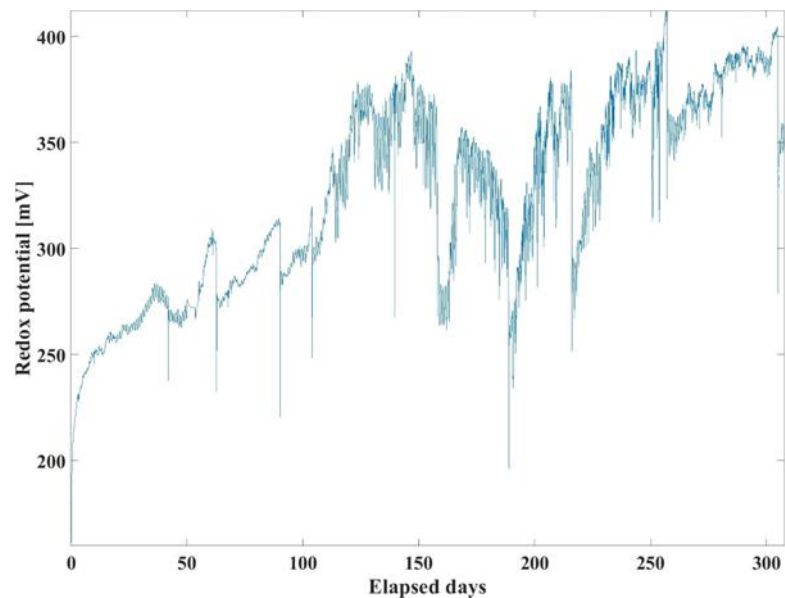
34. ábra. Az oldott oxigénkoncentráció és telítettség változása a vizsgált időszakban

A pH érték esetében, amely a 35. ábrán látható, nehéz egyértelmű trendet megállapítani, bár megfigyelhető, hogy az értékek valamelyest csökkenni látszanak a nyári időszakban, és általában magasabb pH értékek figyelhetők meg a téli hónapokban. Általános megfigyelésként elmondható, hogy a pH érték inkább a bázikusabb értékek felé hajlik.



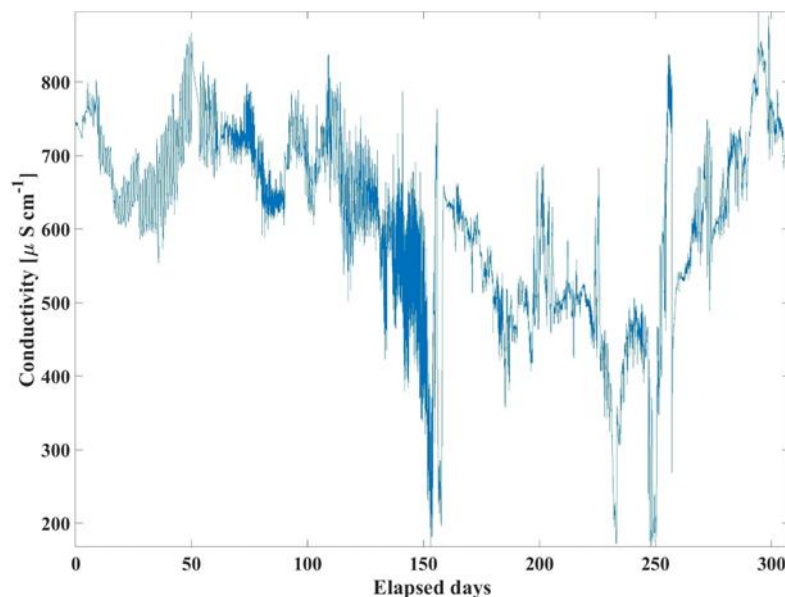
35. ábra. A pH érték változása a vizsgált időszakban

A redox potenciál esetében egyértelműen növekvő trend figyelhető meg a 36. ábrán a vizsgált időszak alatt. Gyenge szezonális jelei is észrevehetőek az időszakban, a redox potenciál periodikus növekedéseivel és csökkenéseivel.



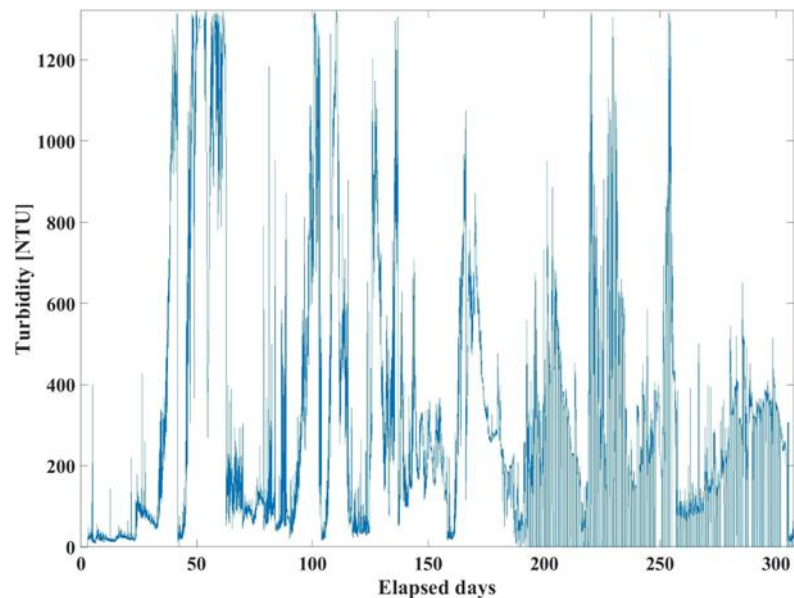
36. ábra. A redox potenciál változása a vizsgált időszakban

Az fajlagos elektromos vezetőképesség esetében, bár a szezonális jelei nem egyértelműen jelennek meg, csökkenő trend figyelhető meg az értékekben a nyári hónapok kezdetével párhuzamosan, amint az a 37. ábrán látható.



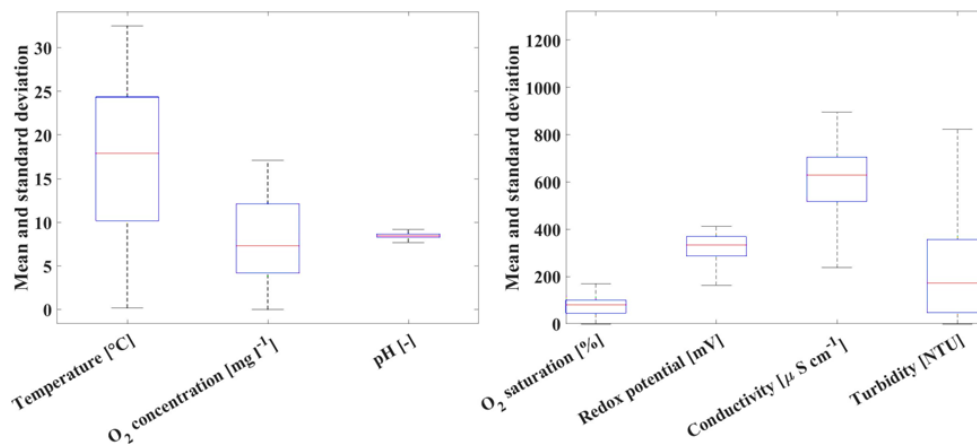
37. ábra. A fajlagos elektromos vezetőképesség változása a vizsgált időszakban

A zavarossági értékek sztochasztikusak és nehezen előrejelezhetők; az értékek alig mutatnak trendet, és gyenge szezonális jelei feltételezhetők (38. ábra). Azonban a zavarosság főként olyan változókkal kapcsolódik, mint az adott időszak csapadékmennyisége vagy a víz áramlási sebessége, amelyek mind hozzájárulhatnak az üledék felkavarodásához a vízfenéken, amelyek jelentősen növelhetik a zavarossági értékeket.



38. ábra. A zavarosság változása a vizsgált időszakban

A vizsgált változók átlagát és szórását a boxplot ábrák szemléltetik; mivel a megfigyelt változók különböző skálákon helyezkednek el, két ábrát készítettem az adateloszlás megfelelő bemutatására. Az eredmények a 39. ábrán láthatók, amelyek összhangban vannak az idősoros ábrák elemzéséből levont következtetésekkel. A szórás tekintetében a pH mutatja a legkisebb varianciát a megfigyelt változók közül, amelyet az oldott oxigéntelítettség követ. A zavarosság változó mutatta a legnagyobb eltérést az összes megfigyelt változó közül, ami valószínűleg a hidrológiai jelenségekkel – pl. a csapadékkal – szembeni fokozott érzékenységének, illetve a mérési helyszín specifikus sajátosságainak tudható be a többi paraméterhez képest.



39. ábra. A vízminőségi paraméterek átlagának és szórásának dobozábrája

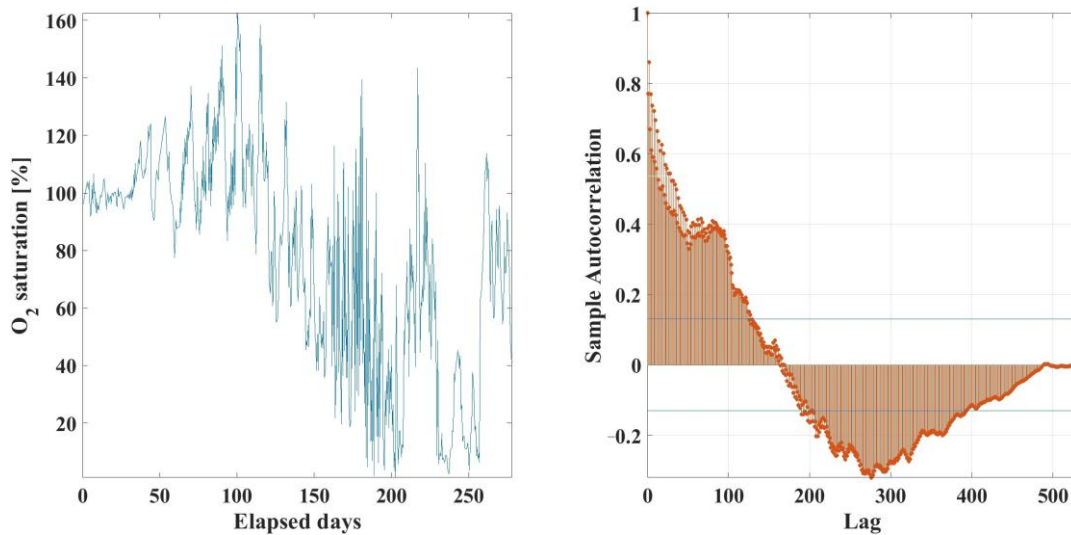
4.5.1 Az ARIMA modellek alkalmazása előrejelzésre: az oldott oxigénkoncentráció és a telítettség példáján keresztül

Az eljárást az oldott oxigénkoncentráció változás adatkészletével mutatom be.

További változók esetében hasonló módon végeztem el az idősoros regressziót. A végső modell illeszkedésének és előrejelzési pontosságának összehasonlításával értékeltem a modell teljesítményét. A modell előrejelző képességének megfelelő becslése érdekében az észlelt idősorok adatait tréning és validációs adatkészletekre osztottam. Általánosságban az előrejelzési modellek validációja vagy keresztvalidációja során az adatokat 70–30%, 80–20% vagy 90–10% arányban osztják fel tréning és validációs csoportokra. A felosztás 90–10% arányban történt, az utolsó 10% adatpontot használtam fel validációs adatként.

Először a differenciálás fokozatát kellett meghatározni annak érdekében, hogy az idősorok stacionáriusak legyenek. A tesztadatok és azok megfelelő autokorrelációs függvényének (ACF) grafikonja a 40. ábrán látható. Az autokorrelációs értékek megbízhatósági határait kék vonal jelöli. Látható, hogy az adatok nem mutatnak egyértelmű trendet, bár lehetséges szezonális hatások jelei mutatkoznak. A késleltetett (lag) értékek figyelembevételével a modell képes feltárni az időbeli mintázatokat és korrelációkat, ami elősegíti a jövőbeli adatok pontosabb előrejelzését, tehát azt jelenti, hogy az idősor aktuális értékét az előző időpontban (eggyel korábbi) megfigyelt érték alapján modellezzük. Az idősorok stacionárius jellegének értékelésére a kiterjesztett Dickey–Fuller tesztet alkalmazva 0,05 szignifikanciaszinten, amely azt mutatta, hogy az idősorok stacionáriusak voltak [202]. Az ACF grafikonján megfigyelhető, hogy az

idősorok értékei között jelentős autokorreláció van. Az ACF periodikus természetű, ami lehetséges szezonális hatásokra utal.



40. ábra. Az eredeti tesztadatok (balról) és az ACF grafikonja (jobbról)

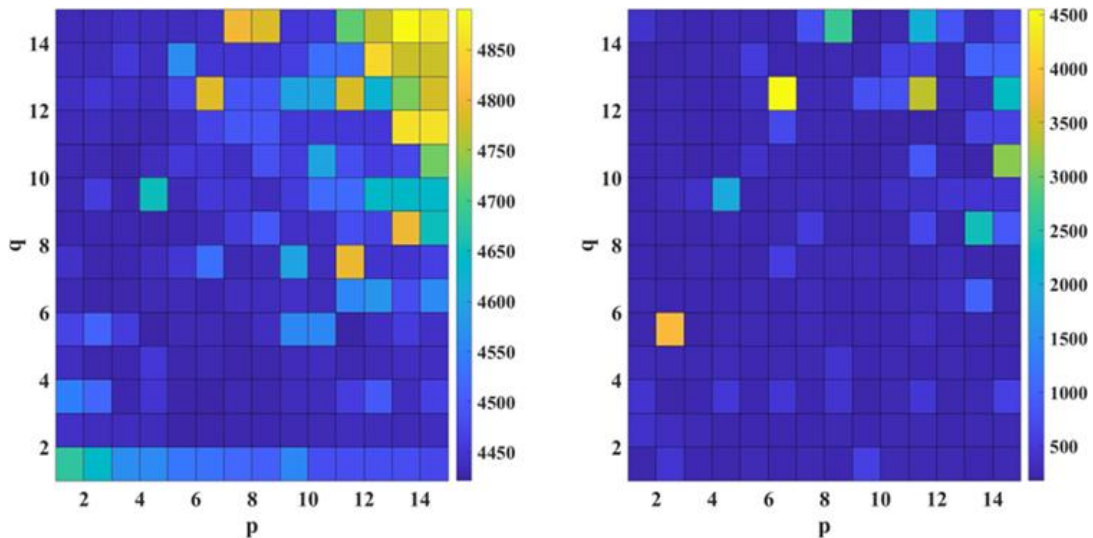
A differenciálás nem volt szükséges a kiterjesztett Dickey–Fuller teszt eredményei alapján, az ARIMA modellt ebben az esetben egy ARMA modellre egyszerűsítettem. Ezt követően különböző modellstruktúrákat vizsgáltam a folyamat leírására. Bonyolultabb modellstruktúrákat is figyelembe vettem az adatokban található autokorreláció és magasabb késleltetési tagok alapján, és azok illeszkedését az AICc index használatával értékeltem, ahogyan azt a (21). egyenlet mutatja.

Az értékelési mutatók, mint például az AICc értékek és az MSE a validációs adatkészlet esetében a 41. ábrán láthatók. A különböző modellstruktúrák teljesítményét az AR és MA késleltetési tagok növekvő száma között teszteltem, 1-től 15-ig, hogy megtaláljam az optimális modellt az előrejelzéshez. Ahogy az AR (autoregresszív) és MA (mozgóátlag) késleltetési tagok száma növekszik, az AICc index növekszik; ahogy az a (21). egyenlettől is várható, a felesleges késleltetési tagok pedig nem nyújtanak további információs nyereséget. Az optimalizált modellstruktúrát minden esetben manuálisan választottam ki három kritérium alapján:

1. A kiválasztott modellnek minimális MSE-értéket kell biztosítania a validációs adatok tekintetében.
2. A modell nem lehet aszimmetrikus, és ennek megfelelően minimális értékkel kell rendelkeznie az Akaike információs kritérium szerint.

3. A modell előrejelzési hibáinak eloszlásának át kell mennie a Ljung–Box teszten annak biztosítása érdekében, hogy az idősor trendje megfelelően legyen reprezentálva.

A modellstruktúra, amely minimalizálja az AIC_c -t, az $ARIMA(9, 0, 3)$ modell, vagy ebben az esetben az $ARMA(9, 3)$ modell. Ez a modell rendelkezik az egyik legjobb MSE értékkel a validációs adatkészlet esetében.

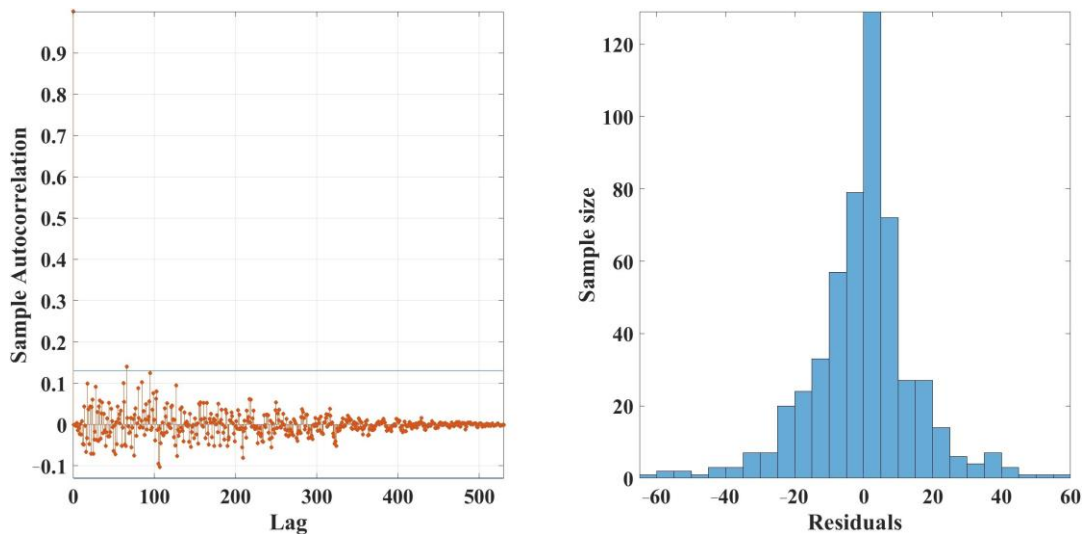


41. ábra. Az AIC_c értékek (bal) és az MSE értékek (jobb) a különböző modellstruktúrák validációs adatai esetén

A 42. ábrán az optimalizált $ARMA(9,3)$ modellstruktúrához tartozó reziduálisok eloszlása a tréning adatok esetén, valamint a modell reziduálisainak ACF grafikonja.

A modell illeszkedéséből származó reziduálisok normális eloszlást mutatnak, és nincs egyértelmű trend, ami azt jelzi, hogy a lineáris modell jó előrejelzési megközelítést biztosít, és csak a véletlen zaj és zavarok maradnak figyelmen kívül. Az $ARMA(9, 3)$ modellhez a tesztadatok utolsó kilenc adatát használtam. Az előrejelzési eredmények, valamint az előrejelzés felső és alsó határai a 43. ábrán láthatók.

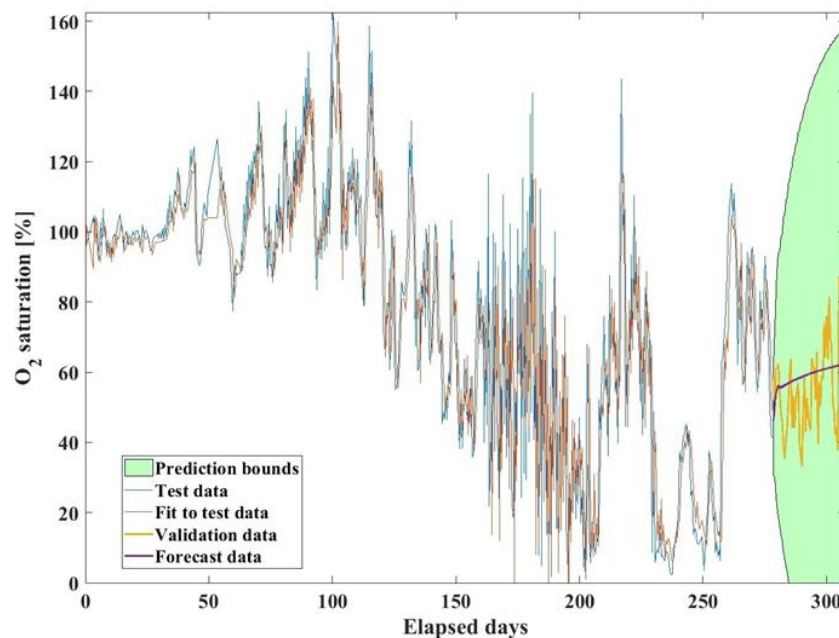
A modell reziduálisai normál eloszlást követnek, és az ACF a legtöbb esetben gyorsan közelít a nullához, továbbá nincs jelentős autokorreláció a reziduálisok között. A Ljung–Box tesztet is alkalmaztam a reziduálisok függetlenségének vizsgálatára, és a statisztikai eredmények azt mutatták, hogy a reziduálisok 0,05-ös szignifikanciaszinten korrelálatlanok voltak.



42. ábra. Az $ARMA(9, 3)$ modell illesztési rezidualis eloszlásának ACF-je (balról) és eloszlása a tréning adatokra (jobbról)

Az $ARIMA(9, 3)$ modell előrejelzési képességeit teszteltem. Az oldott oxigéntelítettség változását 30 napos időszakokra vonatkozóan becsültem meg. Az előrejelzett adatokat összehasonlítottam a mért validációs adatokkal, hogy azonosítsam a modellek képességét a jövőbeli trendek előrejelzésére a DO telítettség esetében.

Ehhez a modellhez az utolsó kilenc mért értéket használtam a teszt adatokból az $ARMA(9, 3)$ modellben. Az előrejelzési eredmények, valamint az előrejelzés felső és alsó határai a 43. ábrán láthatók.



43. ábra. Az $ARMA(9, 3)$ modell előrejelzési képességeinek tesztelése a validációs adatkészleten az oldott oxigén telítettség értékei esetében

Az előrejelzéshez alkalmazott jelölések:

- Prediction bounds: Előrejelzési határok zöld mezővel jelölve
- Test data: Tesztadatok kék vonallal jelölve
- Fit to test data: Tesztadatokra illesztés narancs vonallal
- Validation data: Validációs adatok sárga vonal
- Forecast data: Előrejelzési adatok lila vonallal jelölve

A 43. ábra a tréning adatokat és a modell illesztését az első 273 napra vonatkozó tréningadatokhoz is mutatja. Látható, hogy a modell pontosan előrejelzi az oldott oxigén telítettségének általános tendenciáját az validálási időszak alatt. A későbbiekben a tendencia kevésbé pontos, mivel véletlenszerű kiugró értékek, amelyek valószínűleg a modellben jelenleg figyelembe nem vett hidrológiai körülmények, pl. az esőzések vagy a vízhozam változásai okoznak.

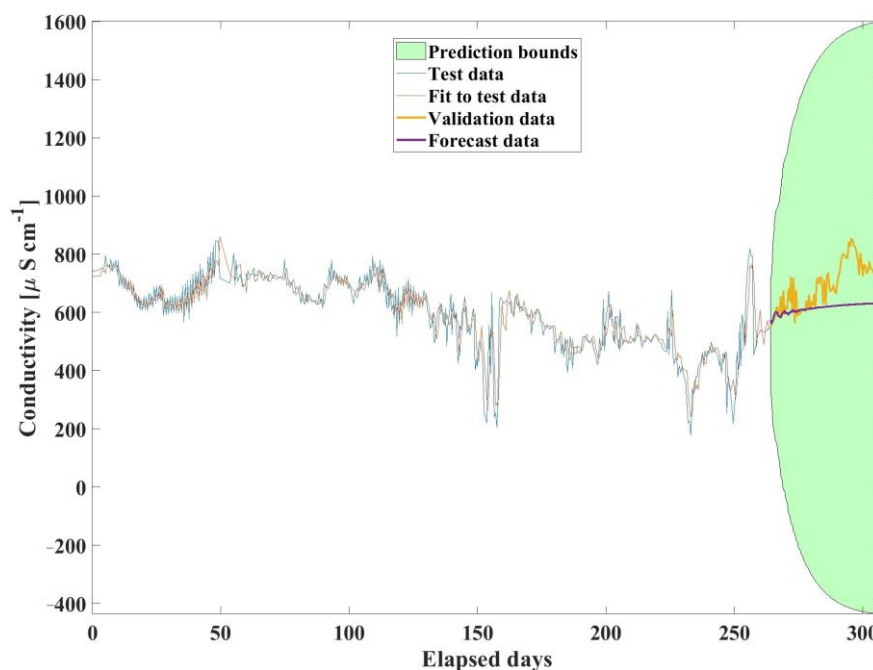
Ettől függetlenül az eredmények azt mutatják, hogy az idősoros modell pontosan előrejelzi az általános trendjét az adatoknak még hosszabb időszakra, akár 30 napra is, és a felső és alsó határértékek felhasználhatók a potenciálisan kiugró értékek meghatározására vagy a vízminőségi paraméterek jövőbeli tendenciáinak kimutatására. A többi változó esetében is a modelleket hasonlóan illesztettem. Az optimalizált modellstruktúrákat, az AICc-értékeket és a Ljung-Box-teszten elért teljesítményüket az 11. táblázat tartalmazza. Az oldott oxigén telítettség modellje esetében a 30 napos előrejelzést az adatok utolsó kilenc mintájának felhasználásával, mintegy 270 napra generálva, mivel a modell ARMA(9,3) típusúnak bizonyult. Ez azt jelenti, hogy kilenc autoregresszív komponensre, más néven mintára van szükség ahhoz, hogy egy lépéssel előbbre levő pontos előrejelzést készítsen a modell. Ezért csökken a modell pontossága a validálási adatokra az idő múlásával. Az első kilenc előrejelzési adatponthoz a mért adatokat használtam; ezt követően kizárólag a korábban generált előrejelzési adatokat használtam a DO telítettségének az előrejelzésére.

A DO koncentráció változót nem illesztettem, mivel az erősen lineárisan korrelál a DO telítettség értékével, és az értékek felcserélhetően kiszámíthatók egymásból. Ugyanilyen erős korreláció figyelhető meg a hőmérsékleti értékek esetében is, ezért azok számítását mellőztem. A DO koncentráció nemcsak a hőmérséklettel függ össze, hanem olyan tényezők is befolyásolják, mint a COD- és BOD-szint, ami azt jelenti, hogy a bomló szerves anyagok jelenléte befolyásolhatja ezt a változót [228].

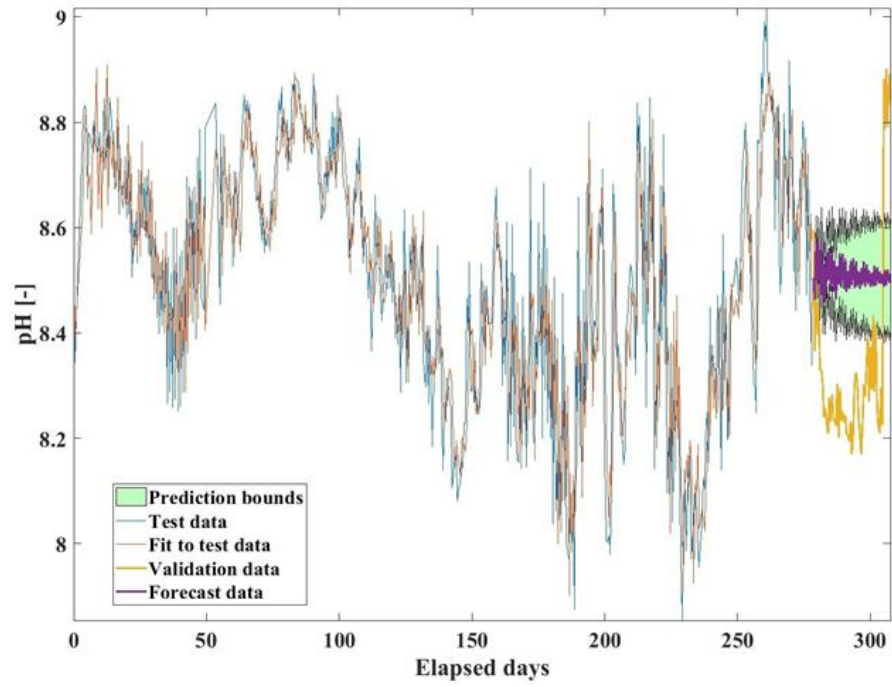
11. táblázat: Optimalizált modellstruktúrák vízminőségi paraméterek előrejelzésére

Vízminőségi paraméter	Modell struktúra	AICc	Ljung–Box Q Teszt (0,05 szignifikancia szint)
Oldott oxigén telítettség	ARMA (9,3)	3718	Megfelelő
pH	ARMA (9,8)	-774	Megfelelő
Redox potenciál	ARIMA (6,1,7)	4087	Megfelelő
Fajlagos elektromos vezetőképesség	ARMA (5,5)	5733	Megfelelő
Zavarosság	ARMA (5,7)	6940	Megfelelő

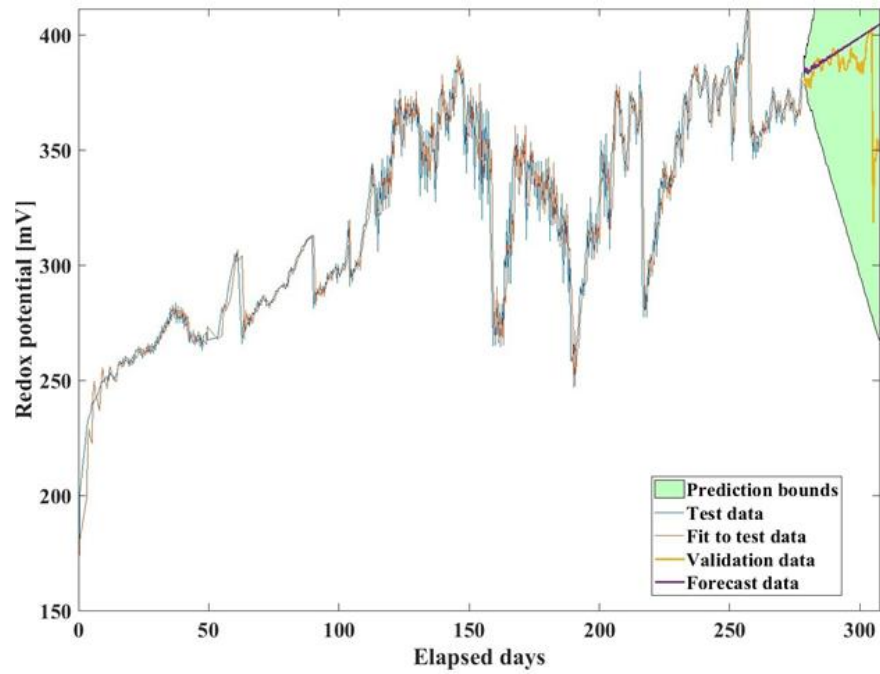
A 43-47. ábrán a feljegyzett mérések előrejelzésének eredményei láthatók. Megállapítható, hogy bár a modell nem illeszkedik a vízminőségi változók váratlan változásaihoz, pontosan megragadja az egyes megfigyelt paraméterek trendjét. Mind a pH, mind a zavarosság esetében az eredmények a korábbi értékek átlagához közelítenek, mivel ezekben az esetekben az értékek véletlenszerűen ingadoztak egy középérték körül. Ezen értékek pontosabb előrejelzéséhez exogén bemeneti adatok felhasználása segíthetné, pl. hidrológiai körülmények (vízhozam, csapadék).



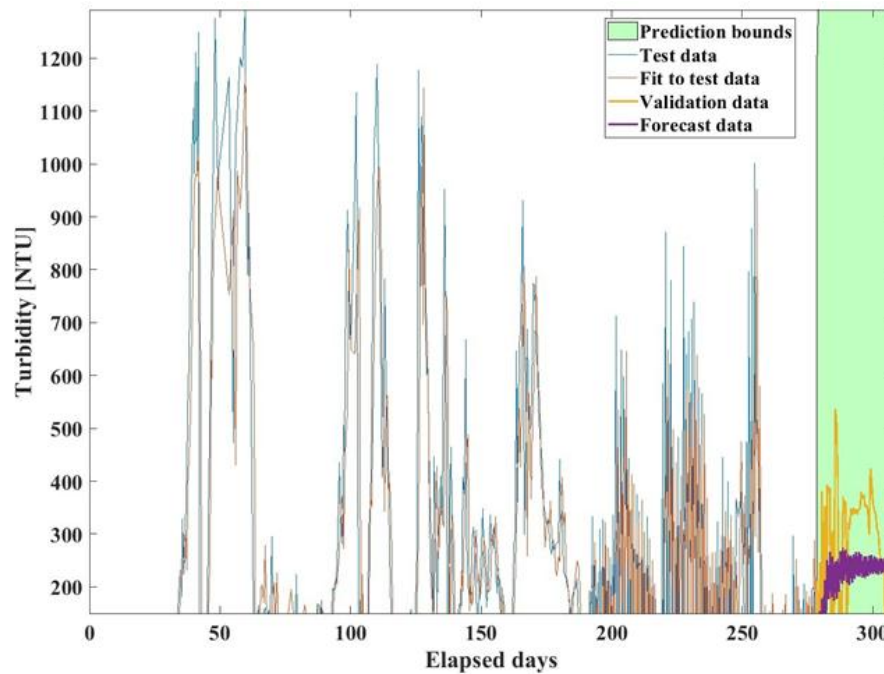
44. ábra Az ARMA (5,5) modell előrejelzési képességeinek tesztelése a fajlagos elektromos vezetőképesség értékek validálási adathalmazán



45. ARMA (9,8) modell előrejelzési képességei a pH-értékek validálási adathalmazán tesztelve



46. ábra ARIMA (6,1,7) modell előrejelzési képességei a redox-potenciál értékek validálási adathalmazán tesztelve



47. ábra ARMA (5,7) modell előrejelzési képességei a zavarossági értékek validálási adathalmazán tesztelve

A vizsgálat során egyes változóban ugyan nemlineáris trendek is kimutathatók, de a lineáris modellek, például az ARMA és az ARIMA alkalmasságát a modell reziduumaik eloszlását vizuálisan és a Ljung-Box-teszt segítségével is ellenőriztem. Ez megfigyelhető a DO adatsorának példáján. A modellillesztés reziduuma normális eloszlású, egyértelmű tendencia nélkül, ami azt jelzi, hogy a lineáris modell jó előrejelző megközelítést kínál, és csak a véletlenszerű zaj, valamint a zavaró tényezők nincsenek figyelembe véve. Ugyanez igaz a pH- és a zavarossági adatokra is. A fajlagos elektromos vezetőképesség és a redox-potenciál esetében volt némi észrevehető tendencia, ahol a modell hibái enyhén a pozitív vagy negatív irányba hajlanak, és az eloszlásfüggvény enyhén ferde, aszimmetrikus. Ez azt jelezte, hogy egy nemlineáris modell jobban illeszkedett volna; a modell azonban még mindig megfelelt a Ljung-Box-teszten, ami azt jelzi, hogy a reziduumokban nem volt szignifikáns tendencia.

Végül, a harminc napos előrejelzési időszakra vonatkozó előrejelzések hibájának számszerűsítése érdekében a modell reziduumaik standard eltéréseit és átlagértékeit a 12. táblázatban láthatók. Pozitív átlagos maradék azt jelzi, hogy a modell rendszerint alábecsüli a tényleges értékeket, míg negatív átlagos maradék azt, hogy a modell túlbecsüli azokat.

12. táblázat A modell reziduuumainak átlaga és szórása az illesztett változók esetében

Vízminőségi paraméter	Reziduuumok átlaga	Szórás
Oldott oxigén telítettség [%]	2,3	17,6
pH [-]	-0,17	0,09
Redox potenciál [mV]	-10,8	8,2
Fajlagos elektromos vezetőképesség [μScm^{-1}]	15,3	20,8
Zavarosság [NTU]	12,8	56,3

4.5.2 KBVR vízminőség előrejelzésére kidolgozott modellek eredményei

Ebben a munkámban idősoros regressziós modelleket fejlesztettem ki a Kis-Balaton Vízvédelmi Rendszer (KBWPS) régiójának vízminőségi paramétereinek előrejelzésére. Ez a terület egy fontos ökológiai rendszer, amelynek jelentőségét az is erősíti, hogy szerepel a Ramsari Egyezmény által létrehozott "Nemzetközi Jelentőségű Vizes Élőhelyek" listáján, mint a vízimadarak élőhelye.

ARIMA modelleket dolgoztam ki a DO telítettség, a pH, a redox potenciál, az elektromos vezetőképesség és végül a víz zavarosságának időbeli változásának előrejelzésére. A modelleket online fizikai-kémiai szenzorok adatai alapján hoztam létre, és különböző modellstruktúrákat teszteltem és optimalizáltam az Akaike-információs kritérium segítségével. Az előrejelzési módszerek hatékonyságát 30 napos időintervallumon keresztül vizsgáltam, és az eredményeket az átlagos négyzetes hiba (mean squared error) mérőszám alapján értékeltem.

A mért pH értékek 7,8–8,8 között mozognak, ami jól illeszkedik a várható pH szint 30 napos előrejelzéséhez. Ez összhangban van az adott vízgyűjtő terület geológiai hátterével, és elfogadhatónak tekinthető. Hasonlóképpen, a redox potenciál esetében az eltérés nagyobb, de még mindig az elfogadható határokon belül van. Az oldott oxigén, az oxigéntelítettség (65–70%) és a vezetőképesség (650–700 $\mu\text{S}/\text{cm}$) mért értékeihez képest az előrejelzett paraméterek jó jelzést adnak a víztest minőségéről, ami értékes eredmény lehet a vízgazdálkodásban. A mért zavarossági értékek (20–800 NTU) és az előrejelzett tartomány összehasonlítása egyértelműen mutatja, hogy a zavarosságot jelentősen befolyásolják a hidrológiai változók, mint például a csapadék és a szélsébség.

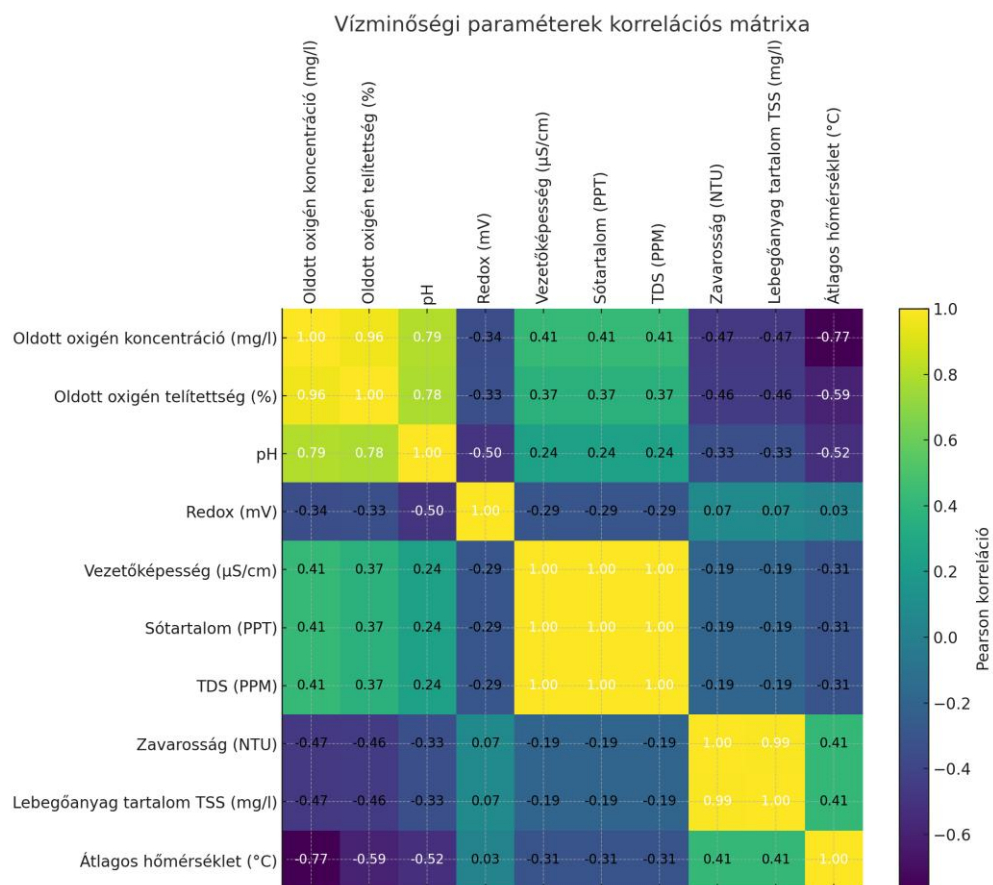
Az általam kifejlesztett modellek esetében az oxigéntelítettség, a pH szint, az elektromos vezetőképesség és a víz redox potenciáljának trendjei pontosan előrejelezhetők voltak (a validációs adatok reziduumainak szórása 0,09 és 20,8 között), míg a zavarosság esetében csak a jövőbeli értékek átlaga volt előrejelezhető (a validációs adatok reziduumainak szórása 56,3). Továbbá javaslom a modellek alkalmazását anomáliák észlelésére vagy szenzorhibák azonosítására.

4.6 A Szűnyogszéki vizes élőhely valós idejű monitoring adatainak feldolgozása és az előrejelzési modellek alkalmazása

A kifejlesztett ARIMA modellt alkalmaztam az Olt vízgyűjtő területéhez tartozó Homoród patak Szűnyogszéki szakaszánál kihelyezett és működtetett valós idejű monitoring adatokra is. Az adathalmaz 255 nap megfigyelési időszakot ölelt fel 2021 augusztusától 2022 májusig, összesen 14000 mért adatot tartalmazva.

Az online monitoring idősoros adatokat a modellezés előtt feldolgoztam.

A mérési időszakban a 2022 január kimaradt, amikor a telepített online vízminőség monitoring rendszer szenzorait ki kellett venni a vízfolyásból, mivel extrém alacsony hőmérséklet (-10°C) volt a térségben.



48. ábra: A Szűnyogszék vizes élőhelyre telepített online vízminőség monitoring rendszer mérési eredményeinek Pearson-korrelációs mátrixa (2021. augusztus – 2022. május)

Az 48. ábrán a korrelációs mátrix jelentős összefüggést mutat a vízminőségi paraméterek között. Negatív korreláció figyelhető meg a DO koncentráció és az átlag hőmérséklet

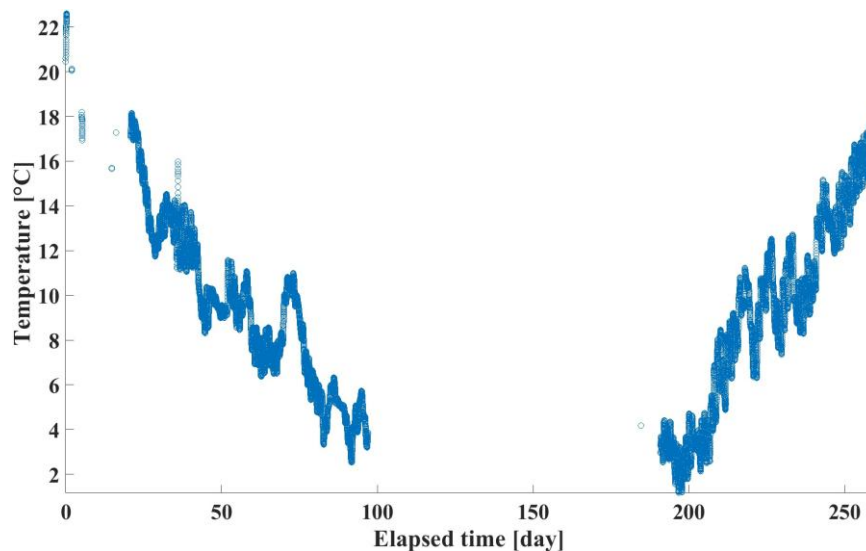
között ($r = -0,77$). Ez az inverz kapcsolat összhangban van azzal a fizikai törvénnyel, miszerint a gázok oldhatósága csökken a hőmérséklet növekedésével.

Erős pozitív korreláció áll fenn az DO koncentráció és a pH között ($r = 0,79$). A magasabb pH-értékek magasabb DO koncentrációval társulnak, ami összefügghet a fotoszintetikus aktivitással, amely növeli a pH-t és az oxigénszintet is.

A fajlagos vezetőképesség, sótartalom és TDS nagyon erős pozitív korrelációt mutatnak egymással ($r = 1,0$), jelezve, hogy mindhárom a víz oldott só- és ásványianyagtartalmát jellemzi. Pozitív korreláció figyelhető meg a zavarosság és a TSS között ($r = 0,99$). A nagyobb zavarosság érték nagyobb lebegőanyag-koncentrációval jár együtt.

A redox potenciál gyenge korrelációt mutat a legtöbb más paraméterrel, ami arra utal, hogy olyan különböző tényezők, például oxidáló vagy redukáló vegyületek jelenléte befolyásolja, amelyek nem állnak közvetlen kapcsolatban a mért változókkal.

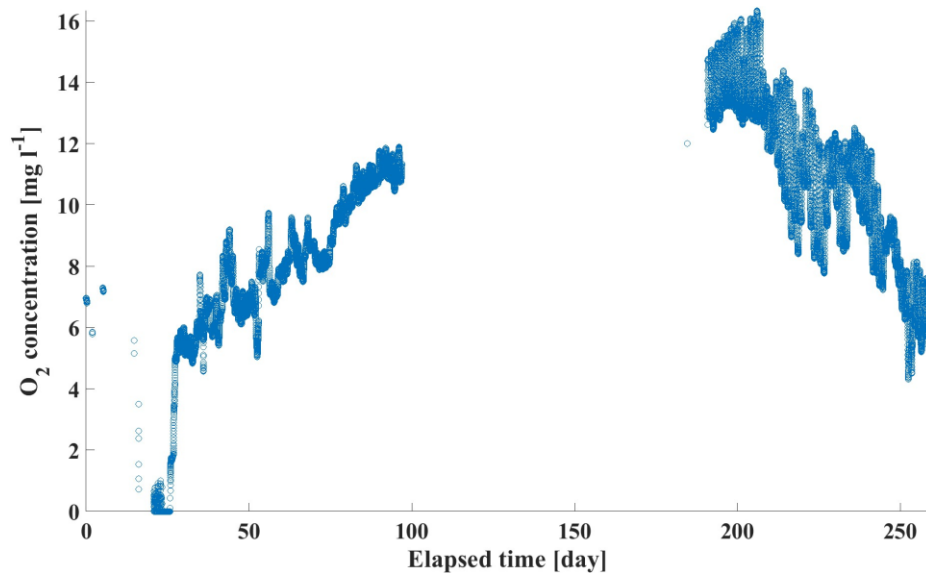
Az adatok végső feldolgozása után a mintákat napi két mérési adatra redukáltam, hogy javítsam a hosszabb távú előrejelzések pontosságát. A különböző vízminőségi paraméterek időbeli alakulása a kiugró értékek eltávolítása után a 49- 54. ábrákon látható.



49. ábra: A hőmérséklet mérési eredményeinek változása a Homoród patak szűnyogszéki szakaszán a vizsgált időszakban (2021. augusztus – 2022. május)

Az adott időszakra vonatkozó romániai meteorológiai intézet időjárás adatai is alátámasztják a megfigyeléseket, mivel azokat hőmérsékleti és csapadékadatokkal is összevettem [229]. Az adatok alapján 2021 szeptemberében a nappali hőmérséklet

ebben a régióban 17 °C-ról a hónap közepére 25 °C-ra emelkedett, amelyet szeptember 18-án és 19-én csapadékos napok követtek. A mért csapadékmennyiség 18-án 3,2 mm/m², 19-én 2,1 mm/m², majd 21-én 4,4 mm/m² volt. Ezt követően a minimum hőmérsékleti érték lecsökkent 0 °C-ra.

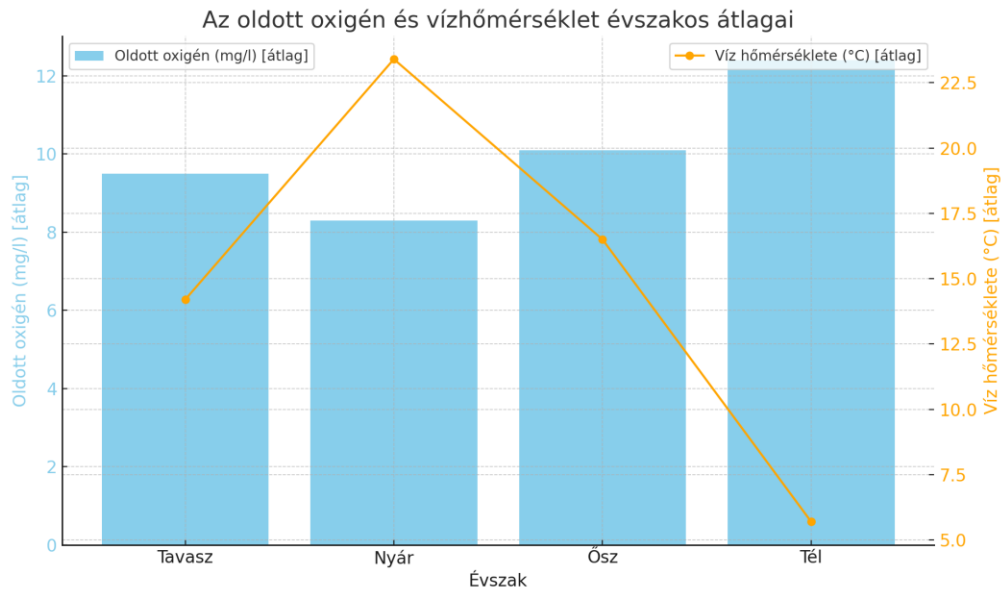


50. Az oldott oxigénkoncentráció mérési eredményeinek változása a Homoród patak szűnyogszéki szakaszán a vizsgált időszakban (2021 augusztus – 2022 május)

Az elemzett adatok többsége növekvő tendenciát mutat a vízhőmérséklet tekintetében, valamint a DO koncentrációjának csökkenéséről, részben a vízhőmérséklet emelkedése miatt a 2021 és 2022-ben (49, 50. ábra).

A DO havi átlag koncentrációja alapján egyértelmű szezonális mintázat figyelhető meg. A késő nyári hónapokban, pl. augusztusban, a DO szint viszonylag alacsony, átlagosan 6,9 mg/l, amit a magas hőmérséklet miatti csökkent oldhatóság magyaráz. Kora ősszel, szeptemberben, a DO koncentráció tovább csökken, mindössze 3,3 mg/l-re, összefüggésben a szeptemberi alacsony oxigénszintű anomáliával.

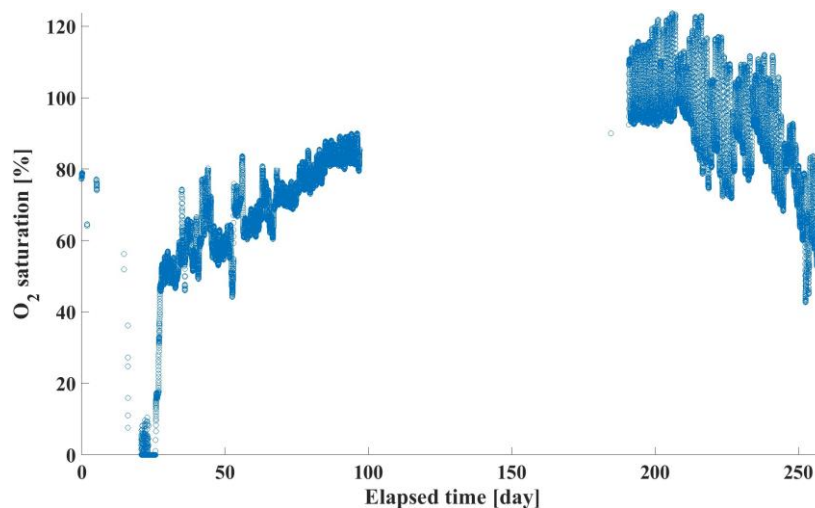
Amint az időjárás hűvösebbé válik, késő ősszel és télen (október-december) az oxigénszint fokozatosan emelkedik, decemberben elérve az átlagos 10,9 mg/l-t, amit a hűvösebb hőmérséklet és az oldhatóság növekedése eredményez. Késő télen és kora tavasszal (február-március) az oxigénkoncentráció tovább nő, februárban 12 mg/l-t, márciusban 13,3 mg/l-t ér el. Ezt a magas DO szintet a hideg időjárás és a fokozott fotoszintézis is elősegíti.



51. ábra: Az oldott oxigén és a vízhőmérséklet szezonális átlagértékei a Homoród patak szűnyogszéki szakaszán a vizsgált időszakban vízhőmérséklet szezonális átlagértékei 2021 augusztusától 2022 májusáig

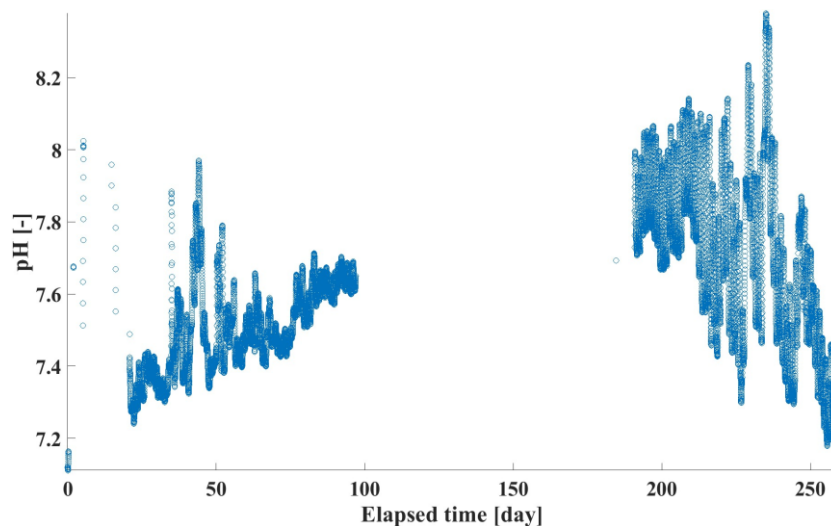
Késő tavasszal, például májusban, a DO szint újra csökken, átlagosan 7 mg/l-re, jelezve a melegebb időjárás és az alacsonyabb oldhatóság hatásait.

Ez a szezonális mintázat jól illeszkedik az előre várható trendekhez, ahol az oxigénkoncentráció a hideg hónapokban magasabb, míg a meleg időszakokban alacsonyabb.



52. ábra: Az oldott oxigéntelítettség mérési eredményeinek változása a Homoród patak szűnyogszéki szakaszán a vizsgált időszakban (2021. augusztus – 2022. május)

A hőmérséklet alakulása a régió éves hőmérsékleti ciklusát követi, és az évszakok változásával együtt bizonyos trendek figyelhetők meg, ahogy azt a 51. ábra is szemlélteti. A kapcsolódó változók, például a DO koncentrációja és telítettsége, szintén összefüggést mutatnak a hőmérsékleti trendekkel. A víz hőmérsékletének emelkedésével az oldott oxigén mennyisége és telítettsége csökken, ami az 52. ábrán is megfigyelhető. A szezonális hatása nem egyértelmű, a 2021 szeptemberi időszakban, azonban szezonális mintázatok felfedezhetők a három adatblokkban, ismétlődő tendenciákkal még ezen az időszakon belül is.



53. ábra: A pH mérési eredményeinek változása a Homoród patak szűnyogszéki szakaszán a vizsgált időszakban (2021. augusztus – 2022. május)

A 52. ábrán az oxigén telítettségi szintje látható a napok elteltével. A telítettség a kezdeti időszakban (0-50 nap), szeptember és októberben fokozatos növekedést mutat, majd egy stabil időszak következik, amelyet egy újabb növekedés és csúcs követ körülbelül 100 nap elteltével. Ezt követően a telítettség csökken és az utolsó időszakban (200-250 nap) pedig jelentős csökkenés figyelhető meg.

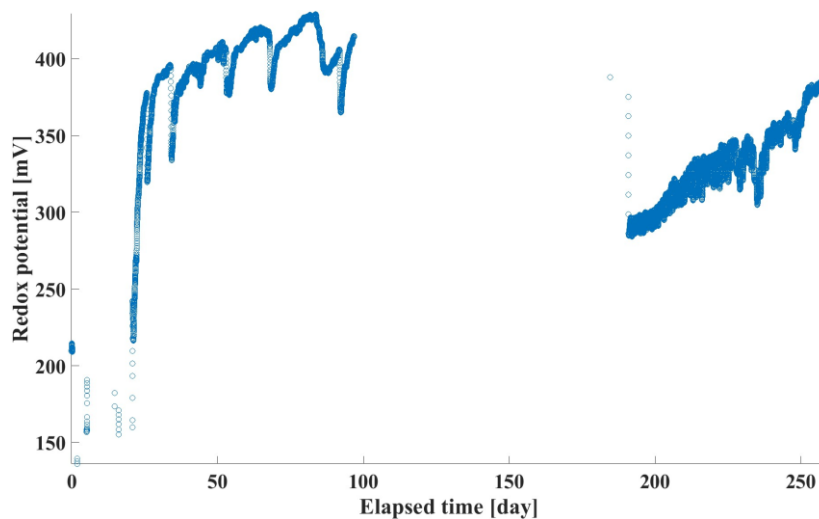
A DO telítettségi szint változása feltehetően a hőmérséklet vagy egyéb környezeti tényezők (például algásodás vagy szennyezés) hatására módosul. A szezonális változások vagy a víz hőmérsékletének emelkedése csökkentheti az oxigén telítettségét.

Az 53. ábrán a pH szint az eltelt idő függvényében. Az ábrán a pH szint változása látható a vizsgált időszakban. A pH érték kezdetben (0-50 nap) fokozatos emelkedést mutat, majd egy stabilabb időszak következik, amelyet kisebb ingadozások jellemeznek. Az idő előrehaladtával a pH csökken, különösen az időszak vége felé (200-250 nap). A pH szint változása összefügghet a DO telítettségi szinttel, illetve a vízminőségben bekövetkező

változásokkal. A DO csökkenésével a pH is csökkenhet, amely a víz savasabbá válást jelzi.

Megfigyelhető egy trend, ahol a DO telítettség és a pH szint kezdetben emelkedést, majd később csökkent az eltelt idő függvényében.

Az DO telítettség és a pH szint változása valószínűleg szorosan összefügg, ami arra utal, hogy a víz hőmérséklete vagy más környezeti tényezők befolyásolhatják mindkét paramétert. Az idő előrehaladtával mindkét érték csökken.



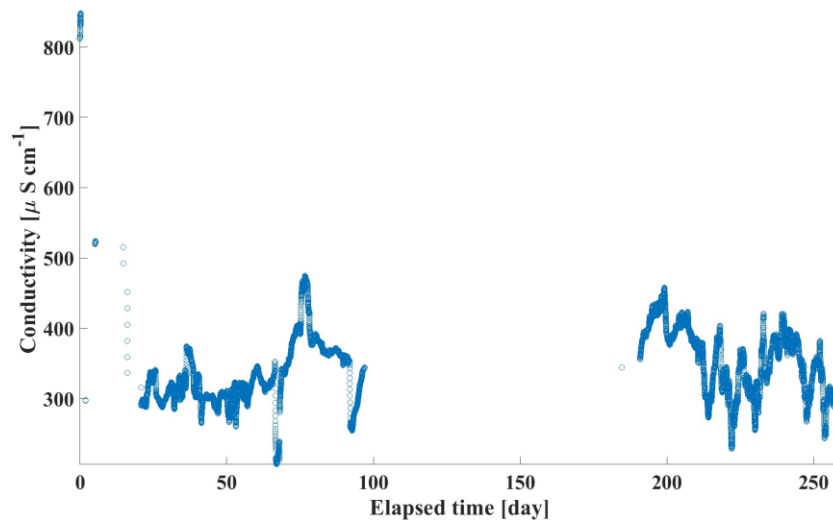
54. ábra: A redox potenciál mérési eredményeinek változása a Homoród patak szűnyogszéki szakaszán a vizsgált időszakban (2021. augusztus – 2022. május)

Az 54. ábra alapján megállapítható, hogy a redoxpotenciál jelentős változásokat mutat a mérési időszak alatt, ami a víz kémiai összetételének és a benne zajló biokémiai folyamatoknak a dinamikáját tükrözi. Az első szakaszban megfigyelt növekedés egy erősebb oxidációs állapotot jelez, míg a későbbi időszakban tapasztalható stabilizáció és a végén ismét emelkedő trend a környezeti tényezők változására utalhat. Ezek az adatok fontos információkat nyújtanak a Szűnyogszéki vízfolyás kémiai és biológiai állapotának elemzéséhez.

A redoxpotenciál a mérés kezdeti szakaszában (0-50 nap) jelentős emelkedést mutat, elérve a 350-400 mV közötti értékeket. Ez a növekedés arra utal, hogy a vízben zajló oxidációs folyamatok erősödtek, vagyis az oxidálható anyagok aránya nőtt.

Körülbelül 50 nap elteltével, novemberben a redoxpotenciál stabilizálódik, és bár kisebb ingadozások megfigyelhetők, a potenciál nagyrészt a 350-400 mV tartományban marad. Ez a stabilitás arra utal, hogy a víz kémiai állapota ebben az időszakban kiegyensúlyozott,

és a biokémiai folyamatok egyensúlyban vannak. Körülbelül 200 nap elteltével a tavaszi időszakban, a redoxpotenciál ismét elemkedik, bár nem éri el az első szakaszban megfigyelt csúcserőteket (400 mV). Ez arra utalhat, hogy valamilyen környezeti tényező változott, ami befolyásolta a víz oxidációs-redukciós állapotát.



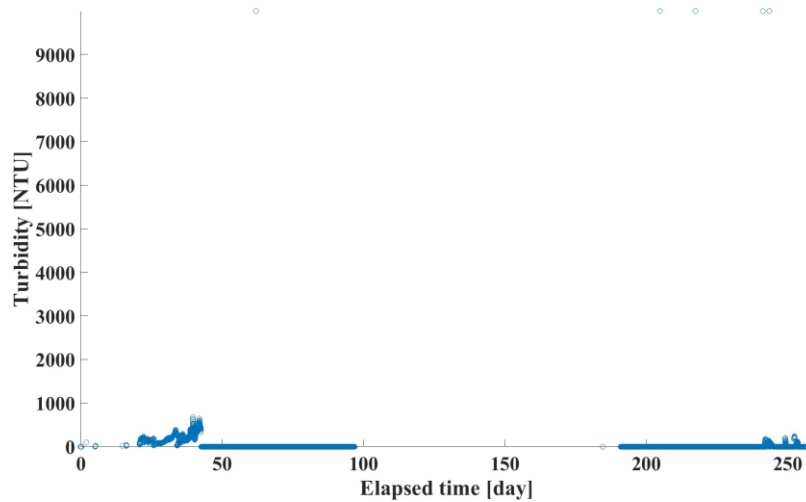
55. A fajlagos elektromos vezetőképesség mérési eredményeinek Homoród patak szűnyogszéki szakaszán a vizsgált időszakban (2021 augusztus – 2022 május)

Az 55. ábra a Szűnyogszéki Homoród patak fajlagos elektromos vezetőképességének ($\mu\text{S}/\text{cm}$) időbeli változását mutatja, amely a vízben oldott ionok koncentrációjára és kémiai összetételére utal. A vizsgált időszak első szakaszában (0-50 nap) augusztus végétől októberig a fajlagos elektromos vezetőképesség kezdetben viszonylag alacsony, körülbelül $300 \mu\text{S}/\text{cm}$ körüli értéken mozog, majd fokozatosan növekedést mutat, elérve az $500 \mu\text{S}/\text{cm}$ körüli csúcst. Ezt követően kisebb ingadozások tapasztalhatók. Körülbelül 100 nap elteltével a vezetőképesség ismét növekedést mutat, ám később ismét csökkenés figyelhető meg. Ebben a szakaszban egy rövid időszakra a vezetőképesség akár a $600 \mu\text{S}/\text{cm}$ -t is megközelíti, ami a vizsgált időszak átlag értékeihez képest nagyobb érték.

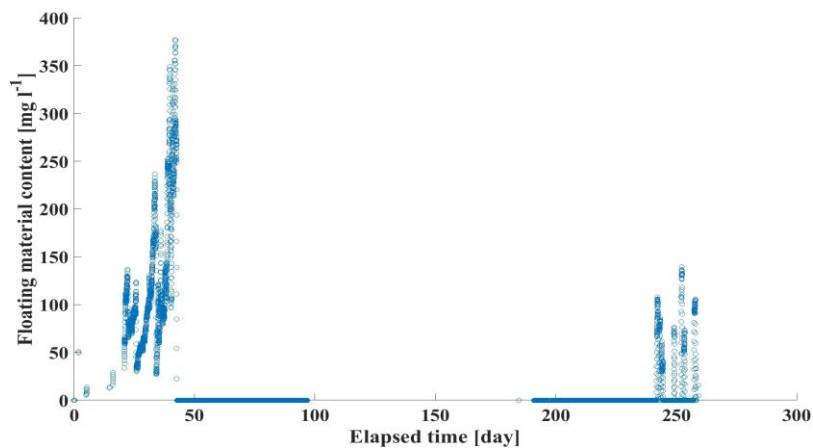
A mérési időszak végén (200-250 nap) a fajlagos elektromos vezetőképesség ismét változékonyságot mutat, de inkább egy stabilabb tartományban marad, körülbelül 300 - $400 \mu\text{S}/\text{cm}$ között. A fajlagos elektromos vezetőképesség változása azt jelzi, hogy a Homoród szűnyogszéki vízfolyásban időszakosan változik az oldott anyagok koncentrációja. A kezdeti és középső időszakokban megfigyelhető növekedés utalhat szennyezőanyagok bejutására, vízszintváltozásra és egyéb olyan tényezőkre, amelyek növelhetik a vízben oldott ionok mennyiségét.

Az adott időszakra vonatkozó romániai meteorológiai intézet időjárási adatai itt is alátámasztják a megfigyeléseket az elvégzett hőmérsékleti és csapadékadatok elemzése alapján, ahogy vízhőmérséklet elemzésénél leírtam.

Az időszak végén látható stabilabb értékek azt sugallhatják, hogy a víz vezetőképessége visszatér egy alacsonyabb, egyenletesebb szintre, ami lehet a környezeti körülmények stabilizálódásának jele.

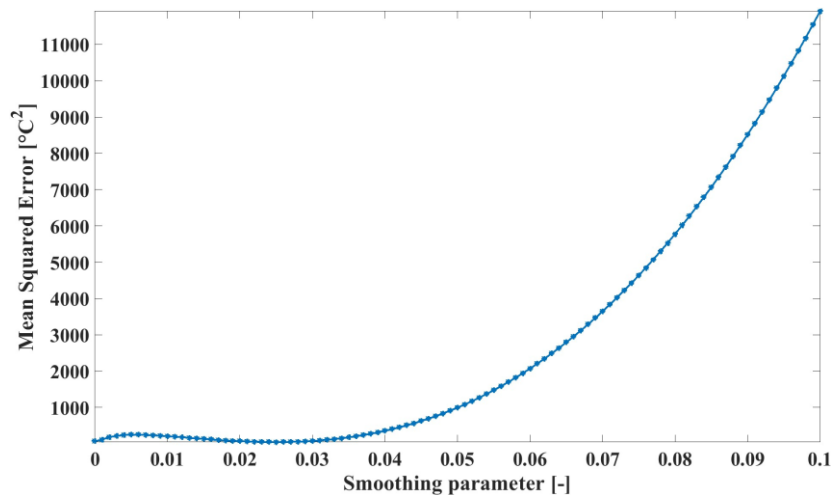


56. ábra: A zavarosság mérési eredményeinek változása a Homoród patak szűnyogszéki szakaszán a vizsgált időszakban (2021 augusztus – 2022 május)



57. ábra: Lebegőanyag tartalom mérési eredményeinek változása a Homoród patak szűnyogszéki szakaszán a vizsgált időszakban (2021 augusztus – 2022 május)

Az 57. ábra a lebegőanyag-tartalom jelentős ingadozását mutatja: az első időszakban drasztikus növekedés (350 mg/l), majd szinte nullára csökkenés figyelhető meg, míg a második időszakban mérsékeltebb emelkedés (100 mg/l) tapasztalható. A változások valószínűleg környezeti tényezőkhez, pl. csapadékhoz vagy szennyezőanyag-bejutáshoz köthetők. Ezeket a változásokat a földrajzi információs rendszer alkalmazásával és távérzékelési adatokat felhasználva elemztek.

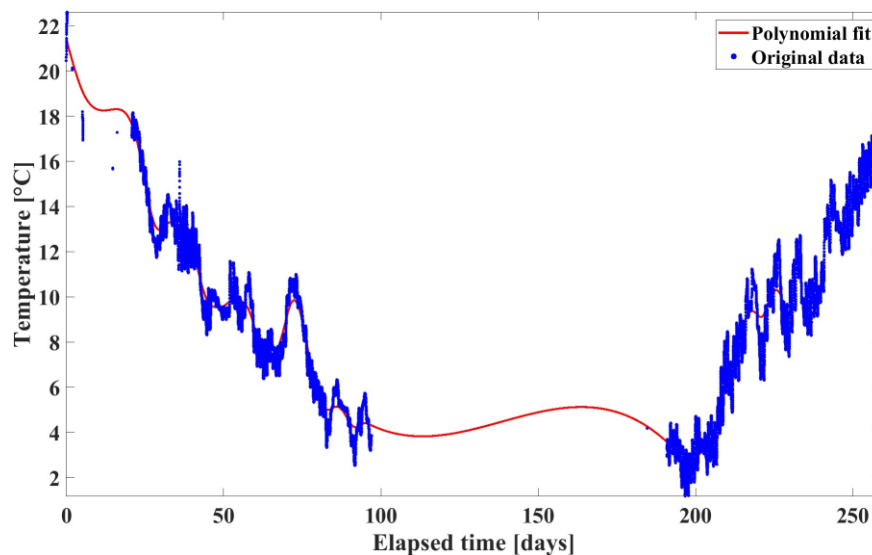


58. ábra: A simítási paraméter és a hozzá tartozó négyzetes középhiba (Mean Squared Error, MSE) a vízhőmérséklet illesztésére

Az 58. ábrán egy simítási spline illesztést láthatunk, amely jól követi a DO koncentráció hosszú távú trendjeit. Az 58. ábra alapján megállapítható, hogy a vízhőmérséklet becsléséhez a simítási paraméter (amely 0 és 1 között változhat) optimalizálása kritikus fontosságú a modell teljesítményének javítása szempontjából. A túl kicsi vagy túl nagy simítási paraméterek jelentős hibákat eredményezhetnek. A legjobb eredmény elérése érdekében a simítási paramétert a minimális négyzetes középhibát eredményező értéknél kell beállítani, amely ebben az esetben körülbelül 0,03-nál (0,027) található. Ez az optimális simítási paraméter segíthet abban, hogy a modell jól illeszkedjen az adatokhoz anélkül, hogy túlzottan elfedné (túl- vagy alulillesztés) a fontos részleteket.

Az idősor folytonosságának biztosítása érdekében egy újramintavételezési módszert alkalmaztam. Ez lehetővé tette a hiányzó adatok becslését és az idősor kibővítését úgy, hogy a hiányzó időszakot is lefedje.

Az újramintavételezést egy meghatározott időbeli lépésközzel hajtottam végre, amely összhangban állt az eredeti, mért minta időbeli felbontásával.



59. ábra: A vízhőmérséklet ($^{\circ}\text{C}$) alakulása és a hozzá illesztett polinomiális görbe

Az 59. ábrán a vízhőmérséklet ($^{\circ}\text{C}$) alakulása látható az idő függvényében (napokban mérve), ahol az eredeti mért adatok (kék pontok) és a hozzájuk illesztett polinomiális görbe (piros vonal) látható.

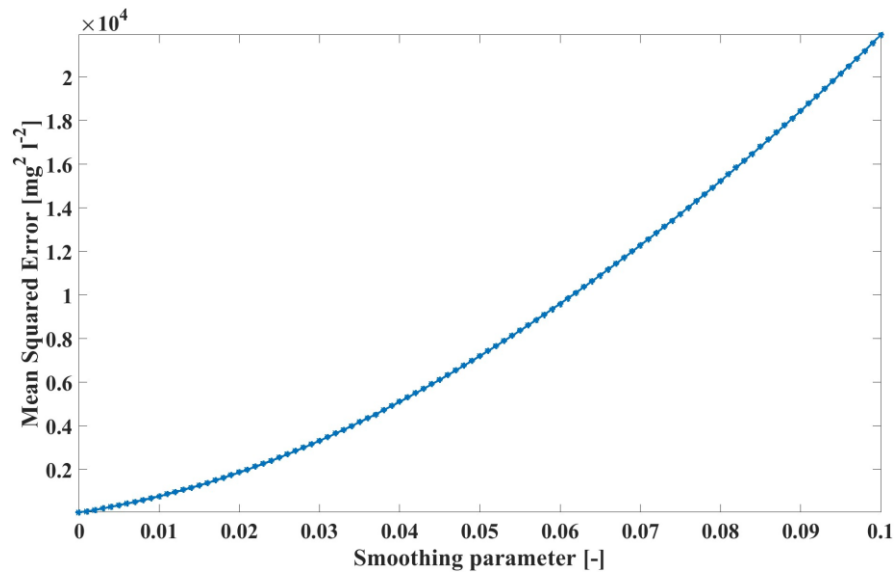
Az eredeti mért hőmérsékleti adatok jelentős ingadozásokat mutatnak az idő előrehaladtával, amit a kék pontok sűrű mintázata is jól érzékeltet. Az adatok alapján a hőmérséklet kezdetben magas, majd fokozatosan csökken, elérve egy mélypontot (2022 január) körülbelül 100 nap elteltével, mielőtt ismét emelkedni kezdene a 200. nap után.

A polinomiális illesztés (piros vonal) simított képet nyújt a hőmérséklet változásairól. A polinomiális görbe jól követi az általános trendet, amely egy kezdeti csökkenést, majd egy későbbi emelkedést mutat. Az illesztett görbe segít kiemelni a hosszabb távú trendeket az adatokban, elnyomva az adatok rövid távú ingadozásait.

Az ábrán jól megfigyelhető az évszakos változások hatása, ahogy a hőmérséklet először csökken a hidegebb időszakok felé, majd a melegebb időszak közeledtével ismét emelkedik. Az illesztett görbe sima vonala jelzi, hogy a polinomiális illesztés sikeresen megragadja a hőmérséklet változásának általános trendjét, bár a mért adatok rövid távú ingadozásait nem tükrözi teljes mértékben.

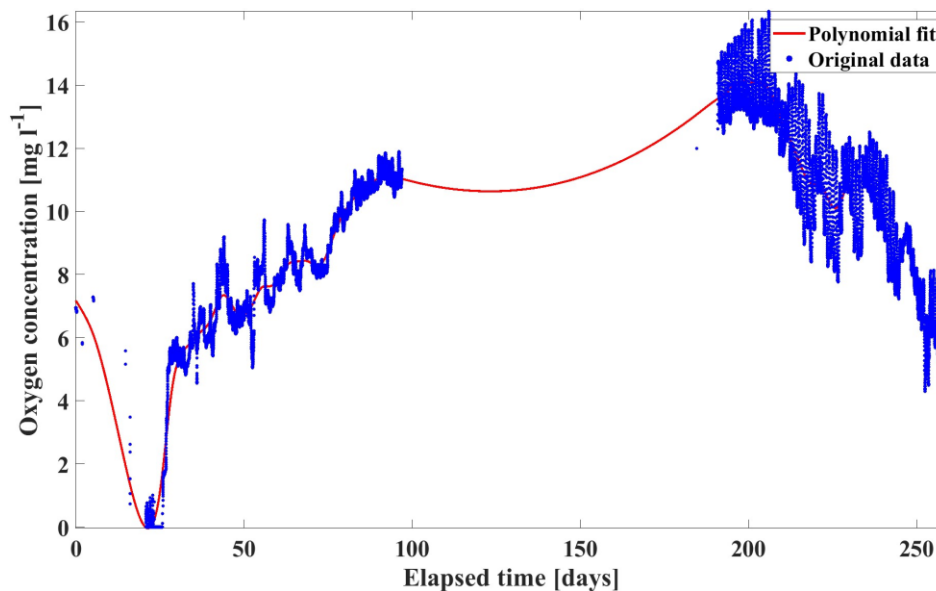
Az 59. ábra alapján a hőmérséklet időbeli alakulásában egyértelmű szezonális trend figyelhető meg, amelyet a polinomiális görbe jól illusztrál. Az illesztés segít megérteni az adatban rejlő hosszú távú mintázatokat, elnyomva az egyes napok közötti

ingadozásokat. Ez az illesztés hasznos lehet a hőmérséklet változásainak előrejelzésében vagy a szezonális mintázatok tanulmányozásában.



60. ábra: A simítási paraméter és a hozzá tartozó négyzetes középhiba (Mean Squared Error, MSE) a DO koncentráció illesztésére

Az 60. ábra alapján megállapítható, hogy a simítási paraméter növelése rontja a modell illeszkedését az adatokhoz (0,08-0,1 tartományban), amit a négyzetes középhiba növekedése is mutat. Az optimális simítási paraméter valószínűleg a kisebb értékek között található (0,01-0,03 tartományban), ahol a négyzetes középhiba alacsony, és a modell a legjobban illeszkedik az adatokhoz. Az elemzés segít a megfelelő DO koncentráció paraméter kiválasztásában, hogy a modell a lehető legpontosabban tükrözze az adatokat anélkül, hogy túlzott simítást alkalmazna, ami elsimíthatja az adatokban rejlő fontos részleteket.



61. ábra: A DO koncentráció alakulása és a hozzá illesztett polinomiális görbe

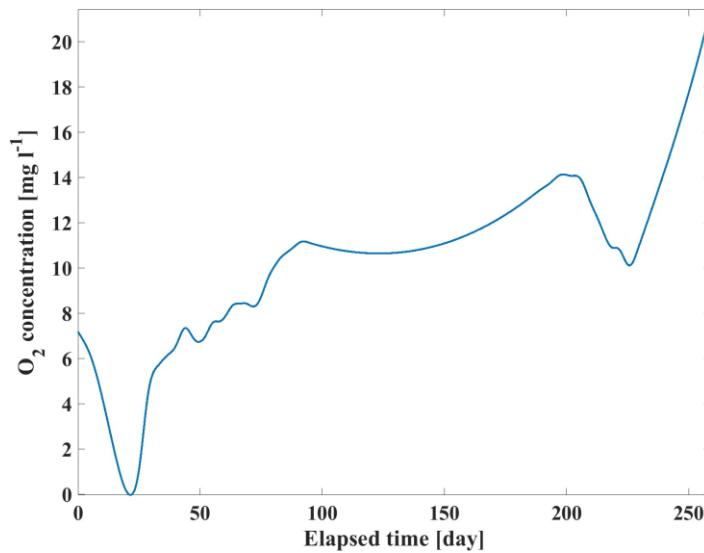
Az 61. ábra a DO koncentráció (mg/l) időbeli alakulását mutatja, ahol az mért adatok (kék pontok) és a hozzájuk illesztett polinomiális hatványfüggvény görbéje (piros vonal) láthatóak.

A mért idősoros adatok (kék pontok) alapján a DO koncentráció eleinte kritikusan alacsony, majd gyorsan emelkedik, elérve egy maximumot a 10 mg/l-et az első 50 napban. Ezután a koncentráció ingadozásokkal, de viszonylag stabilan marad egy magasabb szinten (12 mg/l), mielőtt a napok előrehaladtával lassan csökkenni kezd. Körülbelül 200 nap elteltével ismét egy emelkedő trend figyelhető meg.

A polinomiális illesztés (piros vonal) simított képet ad a hosszabb távú trendekről. Az illesztett görbe jól mutatja a kezdeti növekedést, majd a koncentráció stabilizálódását, végül a későbbi csökkenést és újbóli emelkedést. A hiányzó mérési adatok helyett is a téli hideg időszaknak megfelelő magasabb oldott oxigénkoncentráció értékeket jelzi.

Az illesztett polinomiális görbe a hosszú távú trendeket emeli ki, de nem követi a rövid távú ingadozásokat, amelyek az eredeti adatokban megfigyelhetők, mivel célja a hosszú távú mintázatok kiemelése, nem pedig a rövid távú változások részletes ábrázolása.

4.6.1 Előrejelzési modell a Homoród patak szúnyogszéki szakaszára



62. ábra: A polinomiális hatványfüggvény illesztése az oldott oxigénkoncentrációra

Az előrejelzési modell görbéje az idősorosan jeleníti meg a DO koncentráció változását. Az ábra szerint a DO koncentráció eleinte jelentős csökkenést mutat, egészen a 20. napig, azaz 2021 szeptember 16-án, amikor is a legalacsonyabb értéket éri el. Ezután a koncentráció folyamatosan a legalacsonyabb értékeken mozog, majd emelkedésnek indul szeptember 21-én, körülbelül a 100. napig, ahol egy csúcsot ér el.

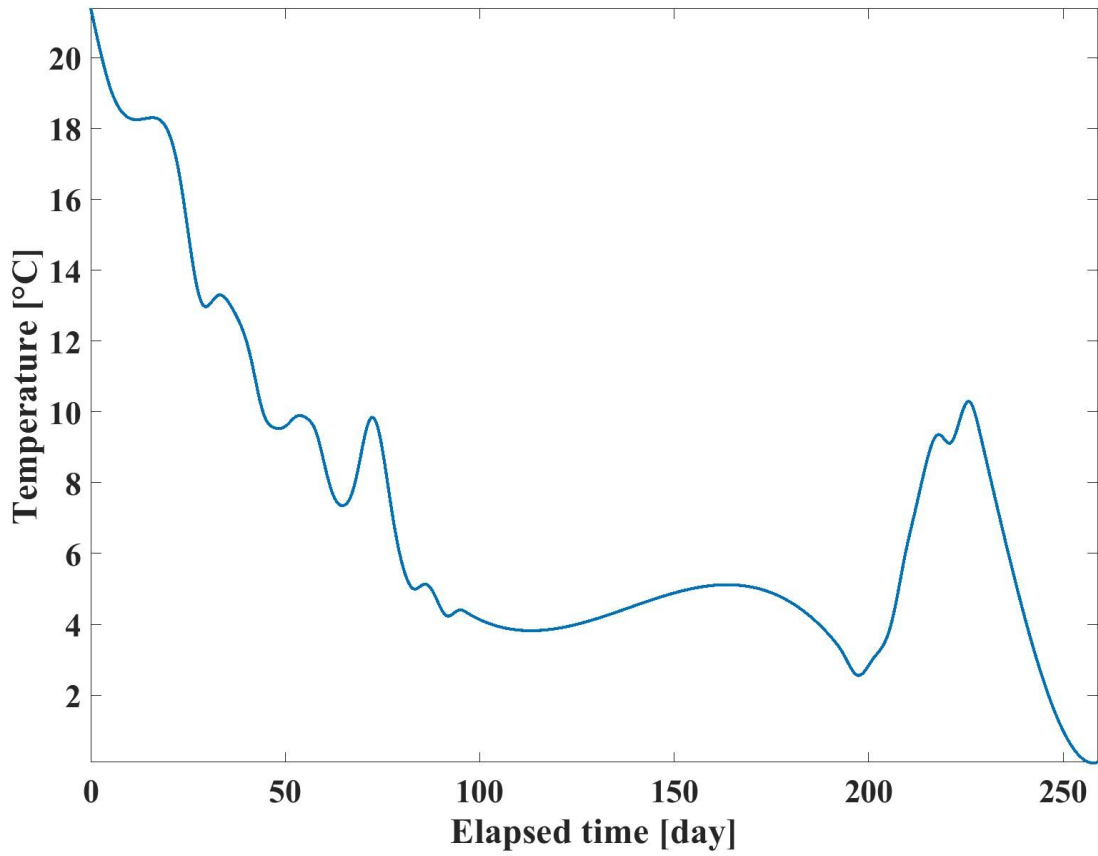
A 100. nap környékén a koncentráció stabilizálódni látszik, majd egy kisebb csökkenést követően egy újabb növekedési szakasz kezdődik. Ez a növekedés 200 nap elteltével ismét egy csúcsot eredményez, amely után ismét kisebb ingadozások következnek.

Az ábra utolsó szakaszában, 270 nap elteltével 2022 májusában, a DO koncentráció meredeken emelkedik, ami jelentős növekedést jelez a modell előrejelzése szerint.

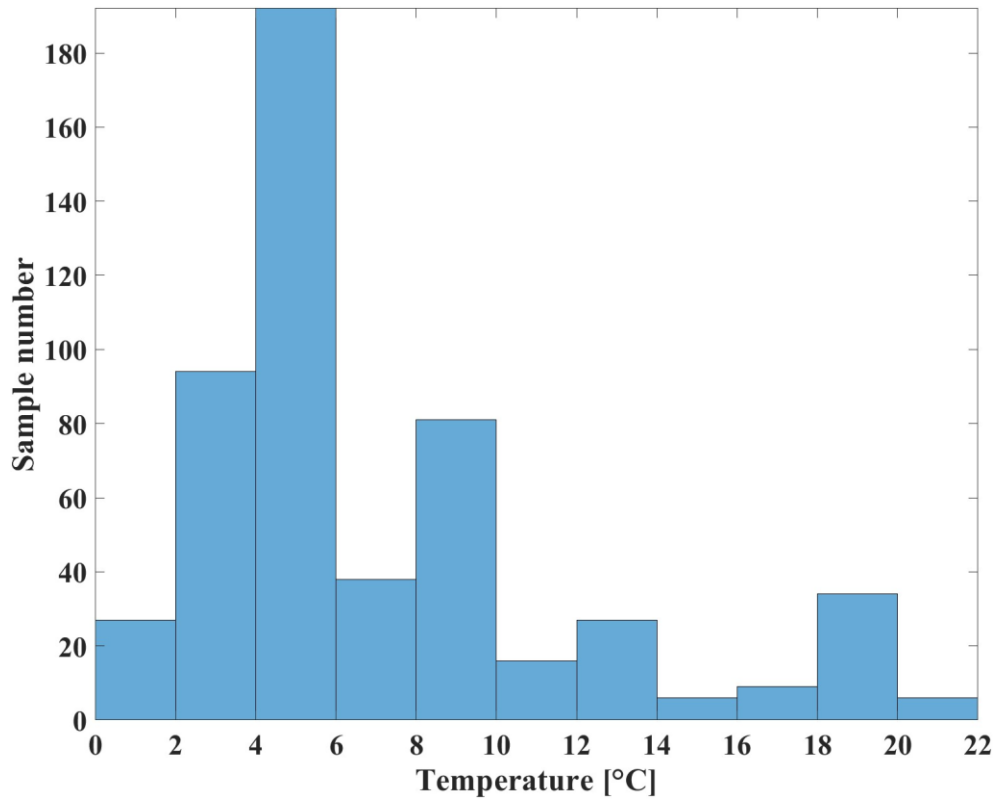
Az illesztett görbe jól követi az adatok általános mintázatát, de figyelmen kívül hagyja a hirtelen, véletlenszerű változásokat. A 0-100 nap közötti időszakban az eredeti adatok jelentős ingadozást mutatnak, de a polinomiális görbe simított trendet mutat.

A 100-200 nap közötti időszakban a hőmérséklet viszonylag stabil, és az illesztett görbe is ezt a stabilitást tükrözi.

Az utolsó szakaszban (200-250 nap), ahol a vízhőmérséklet ismét gyorsan változik, a polinomiális görbe követi az általános emelkedő trendet, de nem tudja megragadni az összes hirtelen változást, amit az eredeti adatok mutatnak. Az illesztés célja, hogy egy egyszerű, sima görbével reprezentálja az adatok hosszabb távú trendjét, miközben figyelmen kívül hagyja a rövid távú ingadozásokat.



63. ábra: A polinomiális (spline) illesztés a vízhőmérsékletre



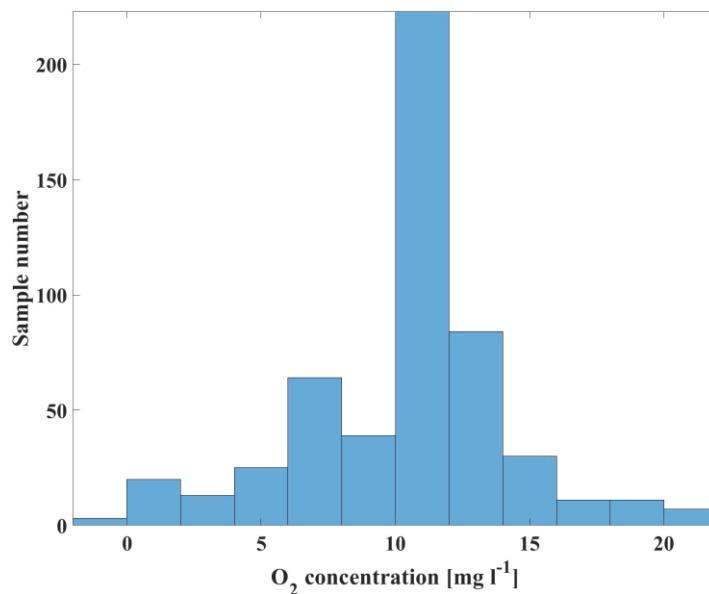
64. ábra: Vízhőmérséklet gyakorisági eloszlása

A hisztogram vízszintes tengelyén a vízhőmérséklet (°C) értékek szerepelnek, míg a függőleges tengelyen a minták száma (Sample number) látható.

A 61. ábrán jól látható, hogy a minták nagy része 4-6 °C közötti vízhőmérsékleti tartományban mozog, ahol a minták száma meghaladja a 180-at. Ez a legnagyobb csúcs az egész hisztogramon, ami azt jelzi, hogy a vizsgált időszakban a vízhőmérséklet leggyakrabban ebben a tartományban volt, amely a vizsgált időszak mintázatát mutatja (2021.09.01-2022.05.31).

A 2-4 °C és 6-8 °C közötti tartományokban is jelentős számú minta található, mindkettő több mint 80 alkalommal. Ez azt jelenti, hogy ezek a hőmérsékleti értékek is gyakoriak voltak, de kevésbé domináltak, mint a 4-6 °C közötti tartomány. A hőmérséklet emelkedésével, különösen 10 °C felett, a minták száma jelentősen csökken, ami azt jelzi, hogy a magasabb hőmérsékletek ritkábbak voltak az adott időszakban (ősz - tavasz) a szűnyogszéki kifolyónál.

Látható, hogy a 18-20 °C és 20-22 °C közötti tartományokban is található néhány minta, de ezek száma jelentősen alacsonyabb, mint a hidegebb tartományokban.

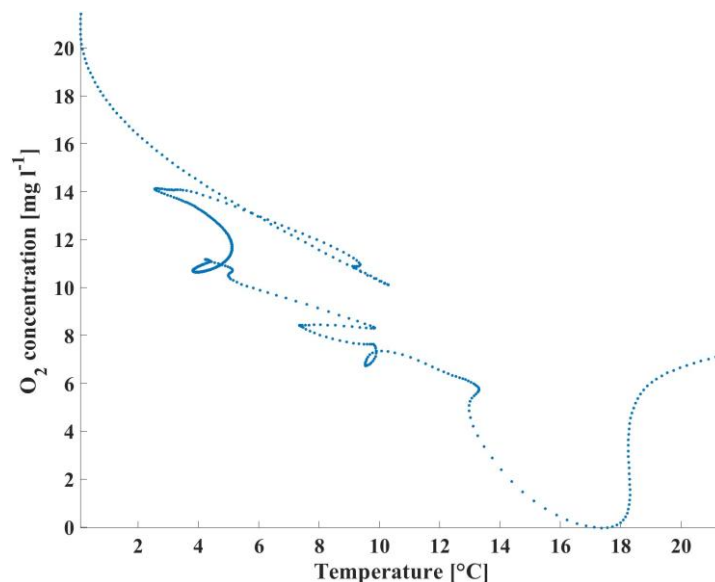


65. ábra: Az oldott oxigénkoncentráció gyakorisági eloszlása

A 65. ábra a DO koncentráció (mg/l) mintáinak eloszlását mutatja. A vízszintes tengelyen a DO koncentráció (mg/l) értékei találhatók, míg a függőleges tengelyen a mért minták száma (sample number) látható, amely az adott koncentrációhoz tartozik. Az ábra alapján a legnagyobb mintaszám a 10 mg/l körüli DO koncentrációhoz tartozik, ahol több mint 200 minta található. A hisztogramon megfigyelhető, hogy az oldott oxigénkoncentráció

nagyobb része 5 mg/l és 15 mg/l közötti tartományban helyezkedik el. Ezen a tartományon belül az eloszlás viszonylag szimmetrikus, bár a 10 mg/l értéknél egyértelmű csúcs figyelhető meg.

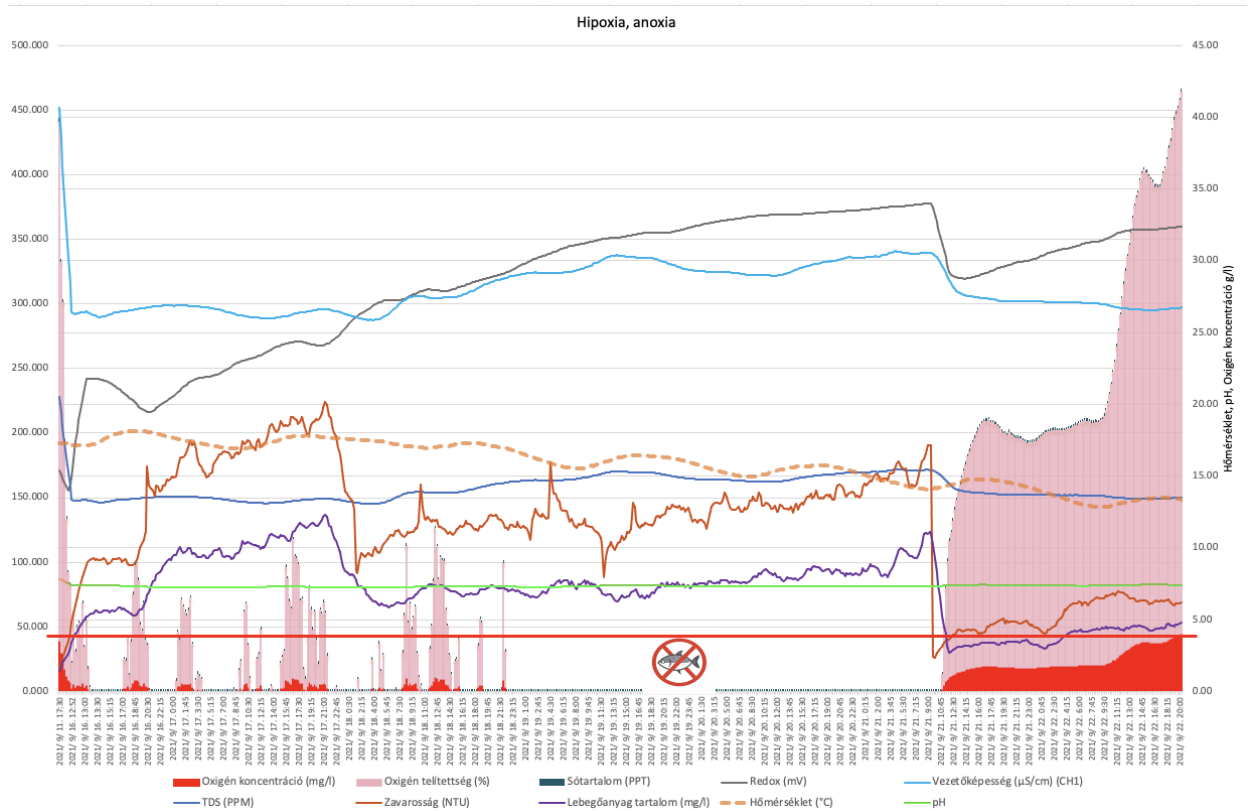
A szélsőségesebb értékek, mint például a 0-5 mg/l és a 15-20 mg/l tartományok, sokkal kevesebb mintát tartalmaznak, ami azt jelzi, hogy ezek a koncentrációs szintek ritkábban fordulnak elő a vizsgált időszakban.



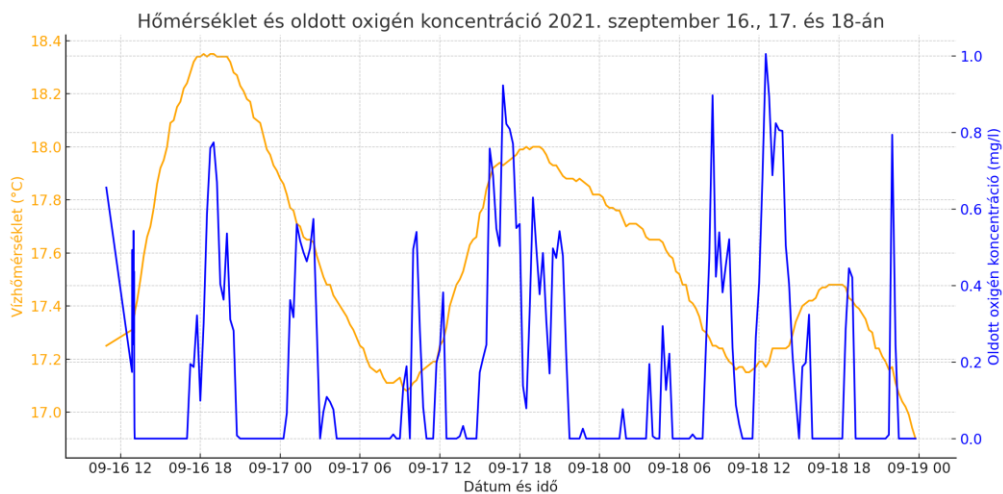
66. ábra: A víz hőmérséklet ($^{\circ}\text{C}$) és az oldott oxigénkoncentráció (mg/l) kapcsolata

A 66. ábra az oldott oxigénkoncentráció (mg/l) és a hőmérséklet ($^{\circ}\text{C}$) közötti kapcsolatot ábrázolja, amely egy összetett, nem lineáris mintázatot mutat. Látható, hogy általában az oxigénkoncentráció csökken, ahogy a hőmérséklet növekszik. Ez összhangban van azzal az általános fizikai törvényszerűséggel, hogy a melegebb víz oldott oxigénmegtartó képessége jelentősen lecsökken. A legmagasabb oxigénkoncentrációkat (15-20 mg/l) a legalacsonyabb hőmérsékleteknél (2-4 $^{\circ}\text{C}$) mérték, ami várható volt, mivel a hidegebb víz több oxigént képes megtartani. Az ábrán látható hurkok arra utalnak, hogy a kapcsolat nem tisztán lineáris. A 6-12 $^{\circ}\text{C}$ közötti hőmérséklet tartományban többszörös hurkok figyelhetők meg, ami összetett dinamikákra utalhat, esetleg olyan időszakokra, amikor a biológiai aktivitás (például algásodás) jelentős hatást gyakorolt a víz oxigénszintjére. A víz hőmérséklet 15 $^{\circ}\text{C}$ fölé emelkedésével az oxigénkoncentráció drasztikusan csökken, a 18-20 $^{\circ}\text{C}$ tartományban már alacsony szinten (2 mg/l alatt) van. Egy anomália látható a 0 és 50 nap közötti időszakban, amikor a víz hőmérséklet 13 $^{\circ}\text{C}$ és 18 $^{\circ}\text{C}$ fok közt van és az oldott oxigénkoncentráció lecsökken 2 mg/l-re, majd nullára.

Ezt az időszakot 2021. szeptember 16-18 között részletesen elemeztem, amelyet a telepített automata vízminőség monitoring rendszer 15 perces gyakoriságú mérési eredményei biztosítottak. Ebben az időszakban az alacsony DO koncentráció szintjéhez hozzájárult a halgazdaság medencéjének a lehalászása (67, 68. ábra).



67. ábra: Anoxiás időszak valós idejű vízminőség monitoring rendszer adatai a szűnyogszéki kifolyónál (Homoród-patak) (2021 szeptember)

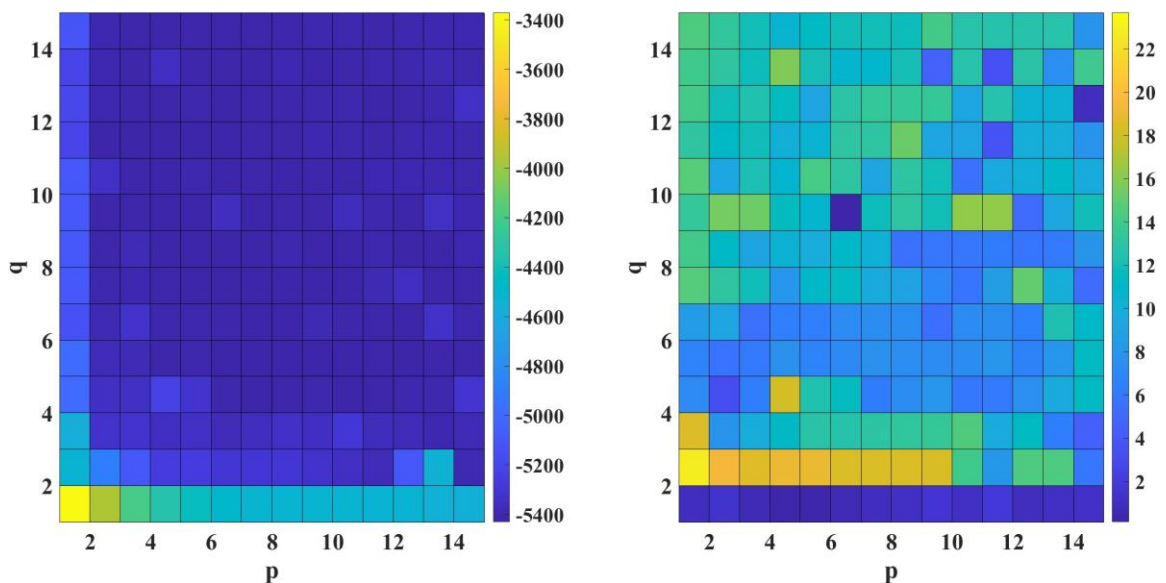


68. ábra: A víz hőmérséklet és az oldott oxigén koncentráció a szűnyogszéki kifolyónál (Homoród-patak) 2021 szeptember 16 -18 között

Egy jelentős anomália figyelhető meg szeptember 16-án, ahol a hőmérséklet emelkedése mellett a DO koncentráció extrém alacsonyra (akár 0 mg/l) csökkent. Szeptember hónapban erős negatív korreláció figyelhető meg a hőmérséklet és az oldott oxigénkoncentráció között ($r = -0,83$), ami azt jelzi, hogy a magasabb hőmérsékletekhez alacsonyabb oxigénkoncentráció társul.

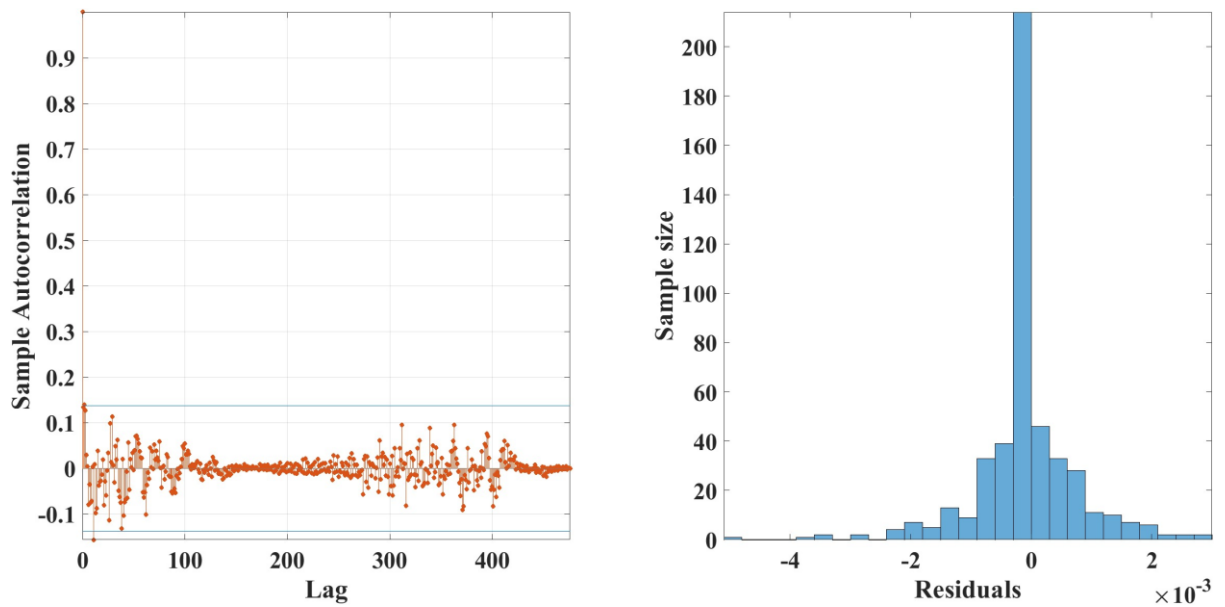
4.6.2 Az ARMA modell alkalmazása előrejelzésre a Homoród patak szúnyogszéki kifolyási pontjánál

A 69. ábra alapján, amely a modellparaméterek (p és q) különböző kombinációit és azok AIC_c , valamint MSE értékeit ábrázolja, megerősíthető, hogy a modellstruktúra kiválasztása az ARMA(9, 3) modell esetében helyes döntés volt.



69. ábra: Az AIC_c értékek (bal) és az MSE értékek (jobb) a különböző modellstruktúrák validációs adatai esetén

Ez a modell a lehető legalacsonyabb AIC_c értéket mutatja, ami azt jelzi, hogy ez a modell a legmegfelelőbb a tesztelt paraméterek között, minimális illeszkedési (overfitting) hiba mellett. Ezen túlmenően, az ARMA(9, 3) modell az egyik legjobb MSE értékkel rendelkezik a validációs adatok alapján, ami azt jelenti, hogy ez a modell a legpontosabb előrejelzést adja.



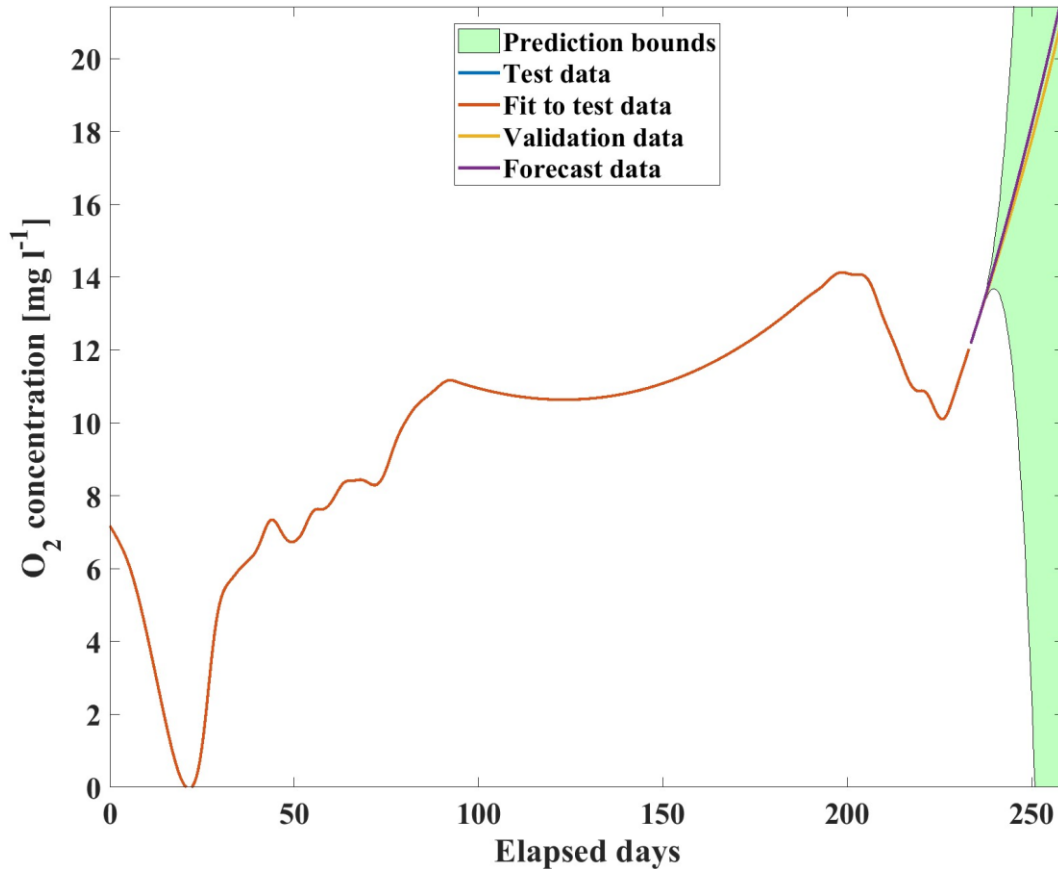
70. ábra: Az ARMA(9, 3) modell illesztési reziduális eloszlásának ACF-je (balról) és eloszlása a tréning adatokra (jobbról)

Az ARMA(9, 3) modell illesztési reziduálisainak autokorrelációs függvénye (bal oldali ábra) és eloszlása a tréning adatokra (jobb oldali ábra) látható. Az ábrán az optimalizált ARMA(9,3) modellstruktúrához tartozó reziduálisok eloszlása normál eloszlást követ, ami arra utal, hogy a modell jó illeszkedést biztosít az adatokra. A reziduálisok ACF-je nem mutat szignifikáns autokorrelációt, ami azt jelenti, hogy a modell nem hagyott figyelmen kívül jelentős időbeli mintázatokat, és csak véletlenszerű zaj marad megmagyarázatlanul, a modell megfelelően eltávolította az időbeli függőségeket, és a maradékok véletlenszerűen oszlanak el.

A 71. ábrán az ARMA (9, 3) modell alkalmazásával készült előrejelzés látható, amely az oldott oxigénkoncentráció időbeli változásait mutatja be. Az ábrán látható tesztadatok (kék vonal) a valós mérési adatokat reprezentálják (napi 2 adattal 6 hónap időintervallum), amely az oldott oxigénkoncentrációt mutatja 30 nap időintervallumra.

Az ARMA modell alkalmazása során a tesztadatokra illesztett modellt (narancssárga vonal) láthatjuk, amely megpróbálja követni a hőmérséklet-adatok által mutatott trendeket és ingadozásokat. Az illesztett modell jól követi az adatok hosszú távú mintázatát, miközben figyelmen kívül hagyja a kisebb, rövid távú fluktuációkat. A validációs adatokat (sárga vonal) a modell teljesítményének ellenőrzésére használtam. Ezek az adatok lehetővé teszik a modell előrejelzési képességének tesztelését a fel nem használt adatkészleten. Az előrejelzési időszakot (lila vonal) a tesztadatokon túli időintervallumra készítettem, amely azt mutatja, hogyan alakulhat az oldott

oxigénkoncentráció a jövőben. Az előrejelzési adatokhoz tartozik egy bizonytalansági sáv (zöld terület), amely a predikciós intervallumot jelzi. Ez a sáv a modell által előrejelzett értékek körüli bizonytalanságot mutatja, ahol a valós értékek valószínűleg elhelyezkednek.



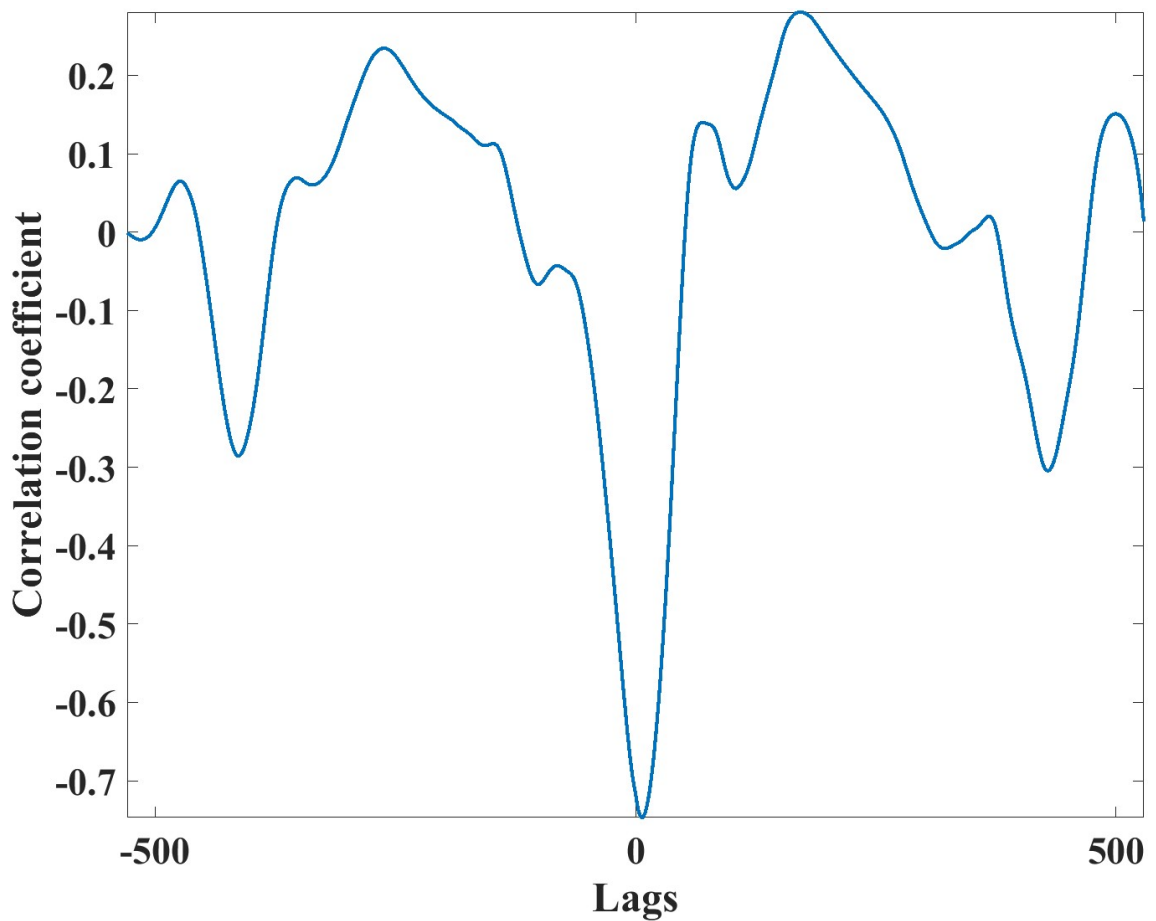
71. ábra: Az ARMA(9, 3) modell előrejelzési képességeinek tesztelése a validációs adatkészleten az oldott oxigénkoncentráció értékei esetében

A zöld sáv szélessége azt jelzi, hogy a modell mennyire biztos az előrejelzéseiben. Az ARMA (9, 3) modell előrejelzése szerint az oldott oxigénkoncentráció valószínűleg emelkedni fog az előrejelzési időszakban, ahogy azt a lila vonal mutatja. A modell alkalmazása lehetővé tette az oldott oxigénkoncentráció előrejelzését a következő 30 napra.

A 72. ábrán egy keresztkorreláció látható, amely a vízhőmérséklet és az oldott oxigénkoncentráció valós idősorainak kapcsolatát vizsgálja különböző késleltetési (lag) értékeknél. A keresztkorrelációs elemzés célja annak feltárása, hogy az egyik időbeli változó hogyan korrelál a másikkal különböző időbeli eltolódás esetén. A grafikon középpontjában a 0 lag látható, ami azt jelzi, hogy nincs időbeli eltolódás a két idősor között. Ezen a ponton a korrelációs együttható egy erőteljes negatív csúcsot mutat, ami arra utal, hogy a vízhőmérséklet és az oldott oxigénkoncentráció között erős negatív

kapcsolat van, ha egyszerre vizsgáljuk őket. A Pearson-korrelációs együttható $-0,8$. A hőmérséklet csökkenésével növekszik az a víz oldott oxigén szintje is.

A *lag* növelésével (pozitív vagy negatív irányban) a korreláció változik. Ez mutatja, hogy a korrelációs értékek időnként pozitívak, máskor negatívak, jelezve, hogy az egyik idősor késleltetése hogyan befolyásolja a másik idősorral való kapcsolatot.



72. ábra: A víz hőmérséklet és az oldott oxigénkoncentráció közötti keresztkorreláció különböző késleltetések mellett

4.7 A vizes élőhelyek vízminőség előrejelzéséhez kidolgozott idősoros regressziós modellek alkalmazásának értékelése

Az ARIMA modellek segítségével pontosan előrejelezhetők a különböző vízminőségi paraméterek időbeli alakulása, beleértve az oldott oxigéntelítettséget, a pH értéket, a redoxpotenciált, a fajlagos elektromos vezetőképességet és a zavarosságot. A modellek különböző struktúráit teszteltem és optimalizáltam az Akaike információs kritérium (AIC) alapján. Az előrejelzési módszerek hatékonyságát 30 napos időintervallumban vizsgáltam. Az eredmények azt mutatták, hogy a modellek jól teljesítettek, különösen a trendek előrejelzése terén, bár a zavarosság esetében csak az átlagértékeket tudtam pontosan előrejelezni. Az ilyen jelenségek kezelésére érdemes nemlineáris regressziós módszereket alkalmazni, mint például a nemlineáris support vector machine (SVM) vagy a neurális hálózatok.

A későbbi alkalmazás céljából megjegyzendő, hogy a felhasználók számára körülbelül egy hónapos előrejelzés elegendő a vízminőségi trend előrejelzésére; ezért választottam a 90–10 arányú felosztást. Azonban megjegyzendő, hogy az elérhető adatok tartománya (kevesebb mint egy év) miatt az évesen ismétlődő szezonális változások megbízható előrejelzése nem lehetséges.

A kutatás eredményei alapján megállapítható, hogy az ARMA és ARIMA modellek hatékony eszközei lehetnek a vízminőségi paraméterek trendjeinek előrejelzésére, a vizsgált kutatási területeken és hasonló vizes élőhelyeken.

Ugyanakkor a modell pontossága és előrejelzési ablaka javítható további adatok bevonásával, amelyek figyelembe veszik az éves ismétlődő szezonális mintázatokat, valamint hidrológiai változókat (pl. csapadék, vízhozam), amelyek kulcsfontosságú szerepet töltenek be a vizes élőhelyek megőrzésében.

Ezen túlmenően a modellek alkalmazhatók anomáliák, pl. a vízfolyásban bekövetkező környezeti változások vagy szenzorhibák észlelésére.

E kutatás célja nem csupán a tudományos ismeretek bővítése, hanem gyakorlati alkalmazások elősegítése is a vízgazdálkodás területén, amely hozzájárulhat a hosszú távú vizes élőhelyek jó ökológiai állapotának megőrzéséhez.

4.8 Földrajzi információs rendszerek (GIS) és távérzékelés alkalmazása a Szúnyogszéki vizes élőhely példáján

A GIS és távérzékelési technológiák alkalmazását, valamint a QGIS-ben végzett kiértékelést mutatom be a Szúnyogszéki vizes élőhely példáján (QGIS v. 3.10, Bucharest).

Az általam vizsgált, valamint a vízminőség szempontjából részletesen monitorozott romániai Szúnyogszék (Dumbrăvița) Ramsari vizes élőhely, (amely komplex területként különböző igényeket szolgál ki) esetében ezek a technológiák jelentős mértékben hozzájárultak ahhoz, hogy részletes és számszerűsített betekintést nyújtsanak a vizes élőhelyi ökoszisztémában végbemenő időbeli és térbeli változások megértéséhez.

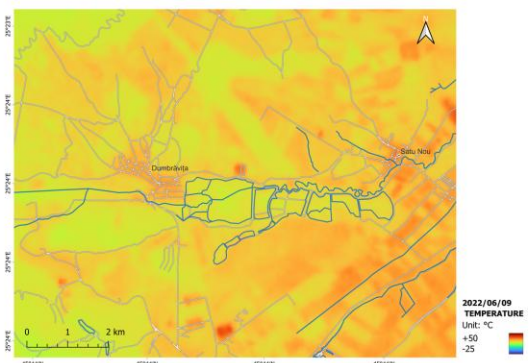
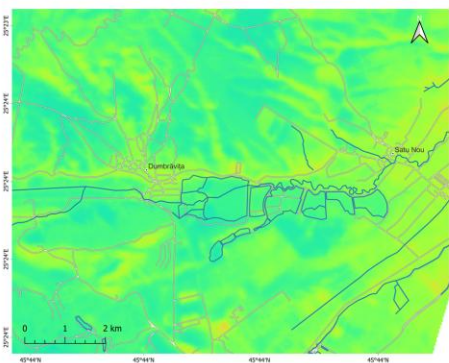
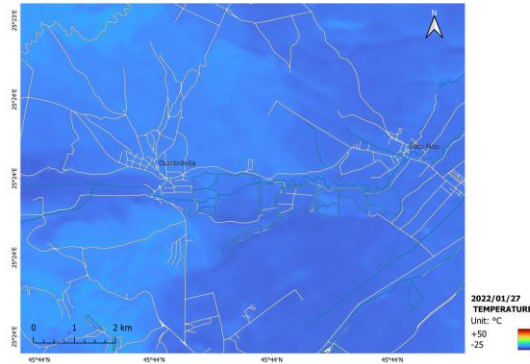
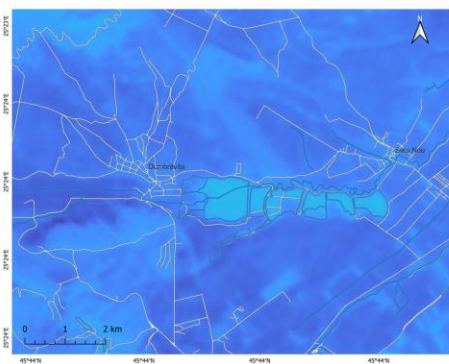
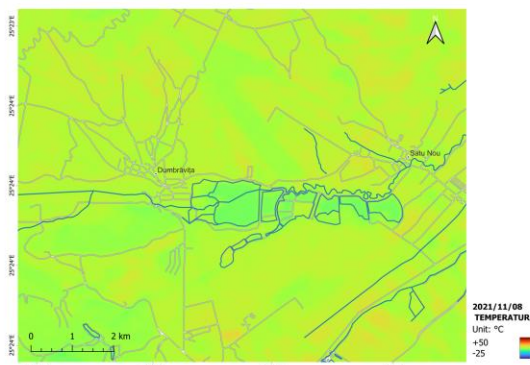
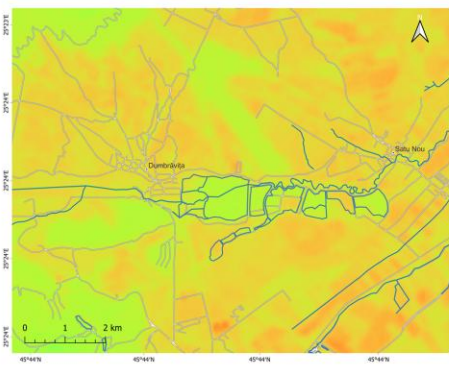
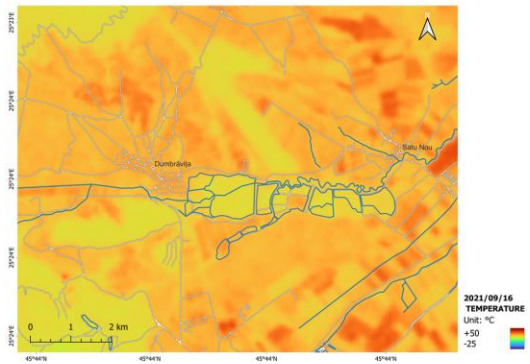
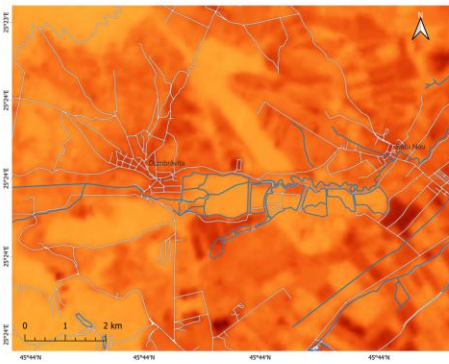
Ez a megközelítés lehetővé teszi a vizes élőhely osztályozási rendszerének és ökológiai állapotának részletesebb megértését. A vízhasználat ronthatja a vizes élőhelyek állapotát és a biológiai sokféleséget, megzavarva az olyan ökoszisztéma-szolgáltatásokat, mint a vízszűrés és a talajvíz minőség [34]. A biológiai sokféleség csökkenése gyengítheti az ökoszisztémák alkalmazkodó- és ellenálló képességét a környezeti változásokkal szemben [230], [231].

4.8.1 A felszíni hőmérséklet (LST) időbeli változásainak elemzése (2021.08-2022.06) a Szúnyogszéki vizes élőhelyen

Az előkészített adatokkal az időbeli és térbeli hőmérséklet-változásokat elemeztem. Az elemzések során a kutatás szempontjából releváns időkeretekre és területekre fókuszáltam, hogy azonosítsam a felszíni hőmérséklet mintázatait és anomáliáit.

A feldolgozott adatokat vizuális eszközökkel ábrázoltam grafikonok és térképek formájában. Ez magában foglalta a hőmérséklet-eloszlások térképezését és azok különböző időszakokban történő összehasonlítását, amely alapján következtetéseket vontam le a vizsgált környezeti változásokról.

A felszíni hőmérsékleti adatok feldolgozásához a nappali optikai és hőmérsékleti adatok együttes használata elengedhetetlen, amelyeket a Landsat 8 (LC08) biztosít. Az éjszakai felvételek a nappali optikai adatok hiányában nem alkalmazhatók a felszíni hőmérséklet mérésére. A felszíni hőmérséklet és az NDVI adatait is elemzem, hogy feltárjam a változásokat és korrelációkat egy adott időszak vonatkozásában a Szúnyogszéki vizes élőhelyen. Ez a módszer értékes betekintést nyújt a hőmérsékleti dinamikába, amelyet különböző környezeti és emberi tényezők befolyásolnak.



73. ábra: A Szunyogszéki vizes élőhely felszínhőmérsékleti (Landsat 7, 8) távérzékelési adatai 2021 augusztustól 2022 júniusig

4.9 Az NDVI időbeli változásainak elemzése a Szúnyogszéki vizes élőhelyen

Az NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) adatok trendjeit és azok időbeli változásait elemzem a Szúnyogszéki vizes élőhelyen a 2021 augusztusa és 2022 májusa közötti időszakban, figyelembe véve a vegetációs dinamikát és a környezeti tényezők hatásait.



74. ábra: A Szúnyogszéki vizes élőhely tavai és azok jelölései

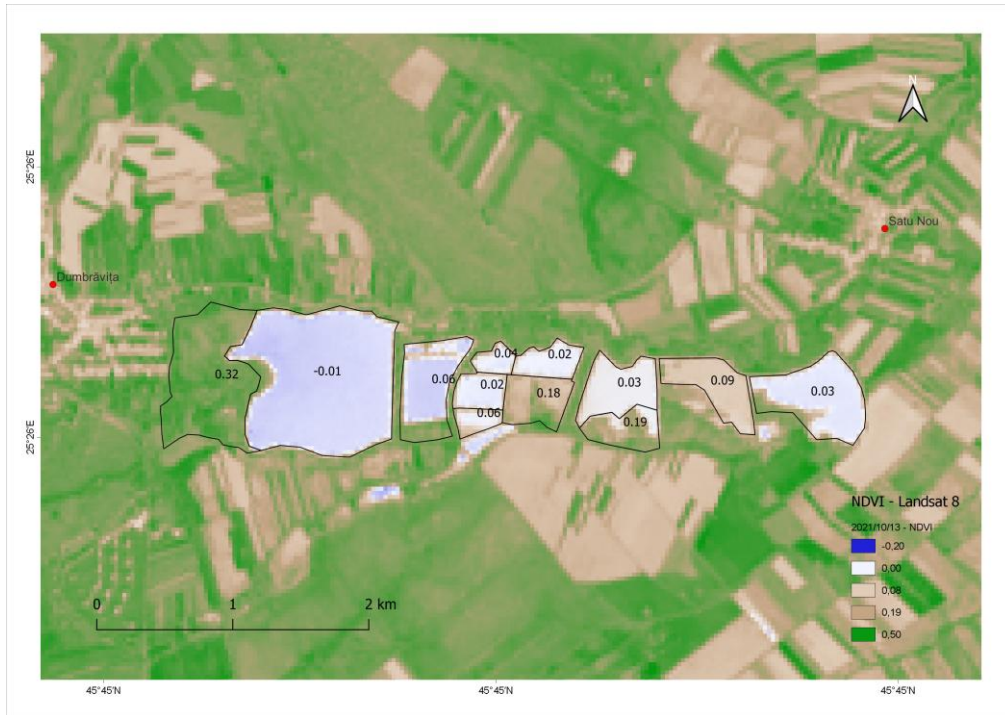
A 74. ábrán a Szúnyogszéki tórendszer 12 nagyobb medencéje látható: R tározó, E8, E4, E5, E6, E9-A, E9-B, E10, E11 és E12, valamint mocsaras területek.



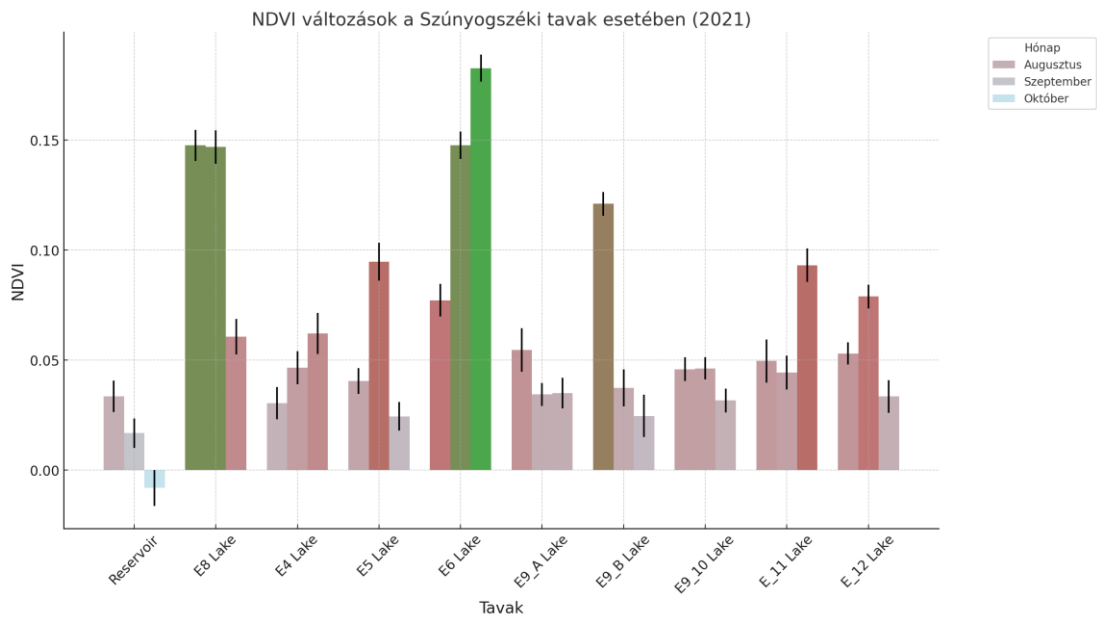
75. ábra: A Szűnyogszéki tavak NDVI átlagértékei 2021 augusztusában



76. ábra: A Szűnyogszéki tavak NDVI átlagértékei 2021 szeptemberében



77. ábra: A Szunnyoszéki tavak NDVI átlagértékei 2021 októberében



78. ábra: Az NDVI változásai a Szunnyoszéki tavak esetében 2021 augusztus, szeptember és október folyamán

A 78. ábra amely az NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) időbeli változását mutatja az egyes Szunnyoszéki tavakra vonatkozóan 2021 augusztusától októberéig. Az E5, E6 tó mutatta a legnagyobb változást az NDVI értékekben az augusztus és szeptember 2021 közötti időszakban. Az E5 tó 2021 augusztustól - szeptemberig NDVI

értéke körülbelül 0,0543-mal nőtt, amely látható a 75. és a 76. ábrán is, szeptembertől októberig 0,0703-mal csökkent.

A víztározó az idő múlásával az NDVI csökkenését mutatja, különösen 2021 októberben. Az aszály következtében a meder szélei kiszáradtak.

Az E8 tó augusztusban és szeptemberben viszonylag magas NDVI értéket mutat (72- 74. ábra), októberben pedig észrevehető a csökkenés. A felszínhőmérsékleti adatok (73. ábra) alapján arra következtethető, hogy az E8 tóban nagyon kevés víz volt, majd októberben feltöltötték a medencéket. Ezek a medencék a területen működő halgazdaság kezelésében vannak (Complexul Piscicol Doripesco).

Az E6 tó augusztustól szeptemberig az NDVI értéke jelentősen, 0,0705-el nőtt. Szeptembertől októberig az NDVI tovább nőtt, bár lassabb ütemben 0,0351-el. Az NDVI teljes változása 0,1055 volt. Az E6 tó jelentős és folyamatos növekedést mutatott a három hónap alatt a felszínhőmérséklet terén is.

E9-B tó augusztustól szeptemberig az NDVI érték élesen 0,0837-el csökkent, majd szeptembertől októberig tovább csökkent, bár csak enyhén, 0,0127-mal.

Az NDVI teljes változása körülbelül 0,0964 volt. Az E9-B tó jelentős csökkenést mutatott az NDVI-ben, ami a növényzet vagy a zöld felület csökkenésére utal az adott időszakban. A tó vízszintje jelentősen csökkent az időszak során, ez befolyásolhatta a vízminőség alakulását is, amely a folyamatos vízminőség monitoring rendszer által mért 15 perces vízminőségi adatok valamint az eseti vízmintavételek eredményei is mutatják 67. ábrán.

A vízminőség romlásához továbbá még hozzájárult a területen halgazdálkodási tevékenységet folytatnak és erre az időszakra tehető túlzott tápanyagbevitel vagy tápanyag felhamozás a tavak mellett (115, és 116. ábra), illetve a vízgyűjtőről bekerülő szennyeződések.

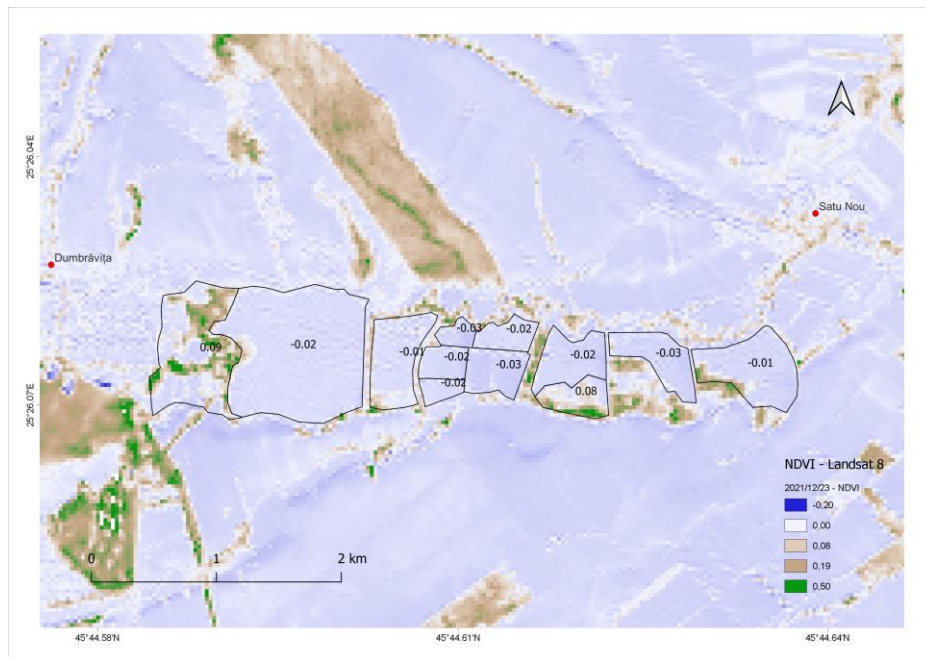
Ezek a tavak, az E5 tóval együtt, értékes betekintést nyújtanak a Szúnyogszéki tavak 2021-es vegetációs dinamikájába. A megfigyelt teljes változás 0,1246 volt, ami azt jelenti, hogy az E5 tó mutatta a legnagyobb ingadozást ebben az időszakban.

Az E11 tó NDVI-értéke enyhén csökkent augusztustól szeptemberig, majd októberben jelentősen megnőtt.

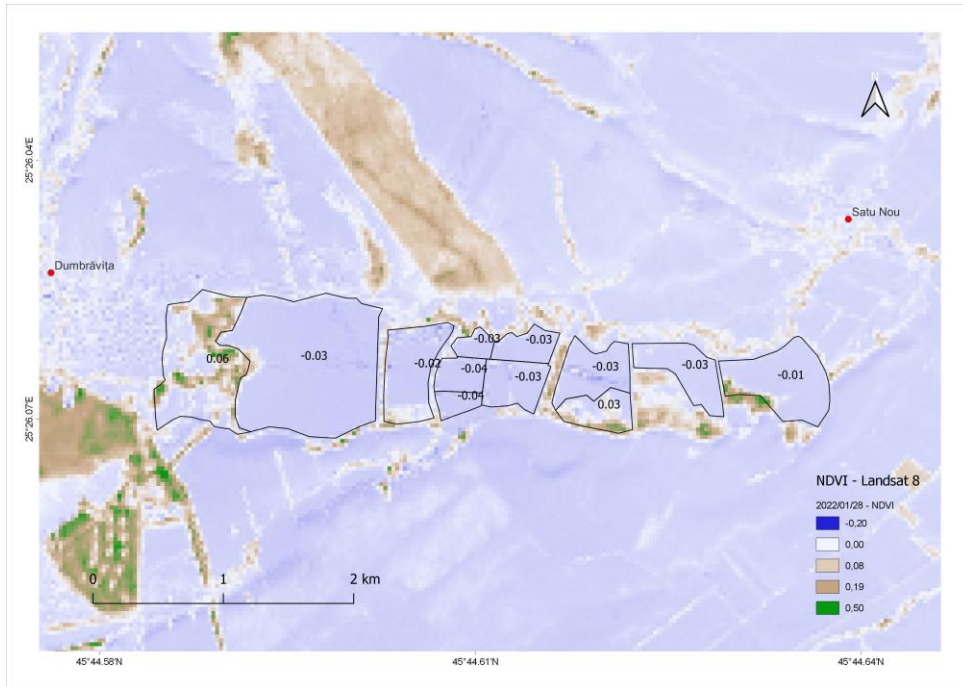
Az E12 tó stabil jó vízminőségű, közel 0 NDVI érték, amely a tiszta vizet jelöl.



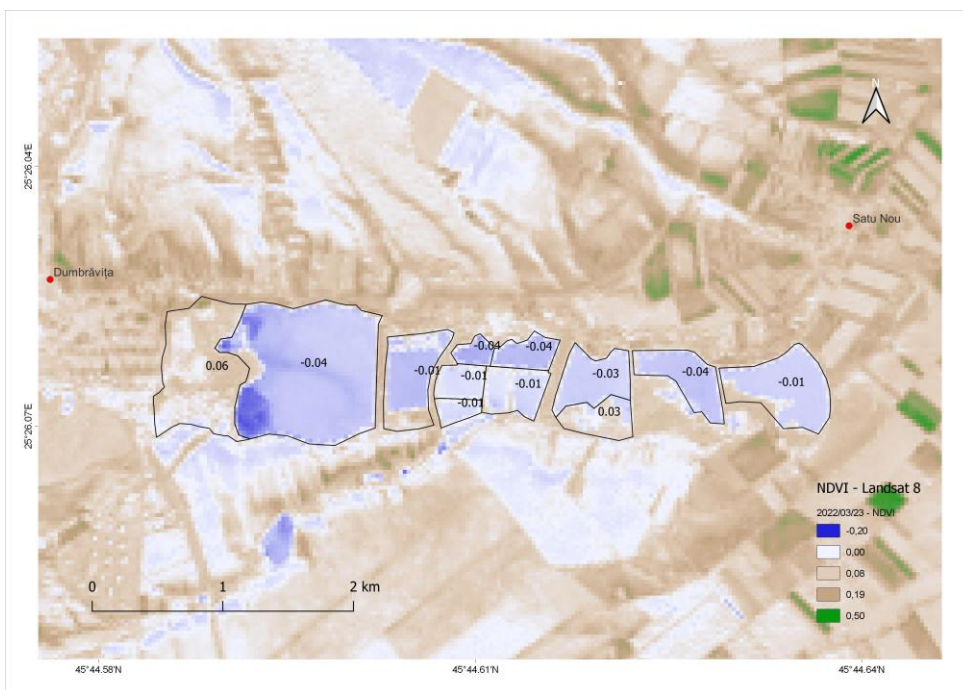
79. ábra: A Szűnyogszéki tavak NDVI átlagértékei 2021 novemberben



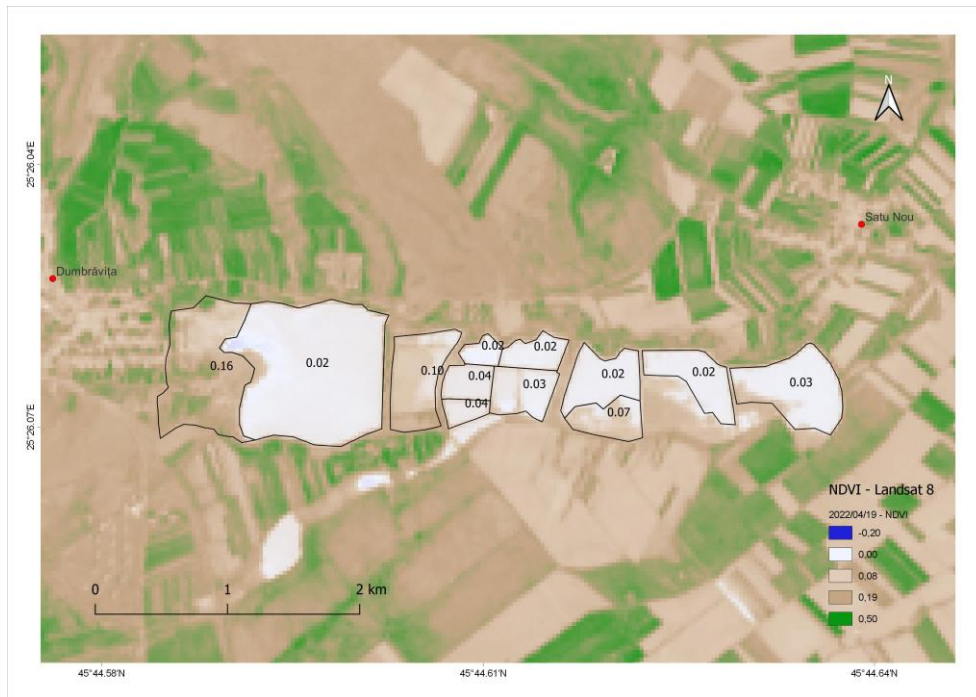
80. ábra: A Szűnyogszéki tavak NDVI átlagértékei 2021 decemberében



81. ábra: A Szűnyogszéki tavak NDVI átlagértékei 2022 januárban



82. ábra: A szűnyogszéki tavak NDVI átlagértékei 2022 márciusában



83. ábra: A Szűnyoszéki tavak NDVI átlagértékei 2022 áprilisában



84. ábra: A Szűnyoszéki tavak NDVI átlagértékei 2022 júniusában

4.9.1 Az NDVI átlagértékeinek fluktuációja Szűnyoszéki tórendszerre (2021.08-2022.06)

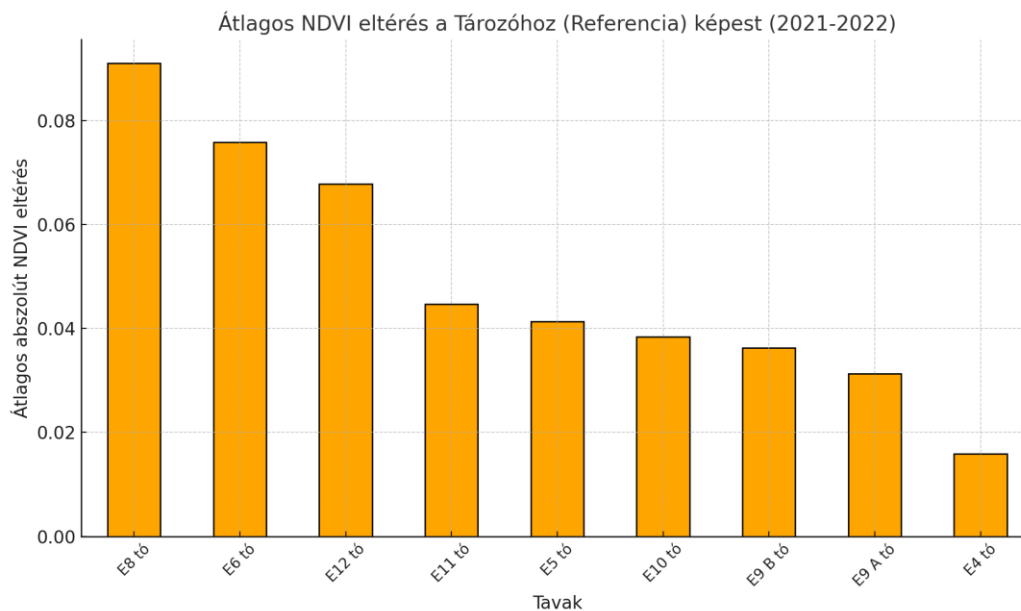
A tórendszer minden egyes medencéjét elemeztem az idő függvényében, melyet a 74. ábra szerinti felosztást és jelölést veszem a Homoród patak folyásirányának megfelelően.

A Szúnyogszék (Dumbrăvița) tározóval kezdem, amelyet a 86. ábrán jelenítettem meg. A kék vonal jelzi a havi átlagértékeket (Mean), a piros szaggatott vonallal a minimum értékeket (Min), a zöld szaggatott vonallal pedig a maximum értékeket (Max). A trendek különböző színű mezőkkel vannak jelölve, amelyek az adatok változásának irányát mutatják az adott időszakban (2021 augusztusától 2022 júniusáig) a Szúnyogszéki tórendszeren.

A Szúnyogszéki tórendszerhez tartozó víztározót (Reservoir) közvetlenül a Homoród-patak táplálja, és azt nem használták haltenyésztésre. A vizsgált időszakban, 2021 augusztusától 2022 júniusáig, a szúnyogszéki víztározón mért NDVI értékek változásai jelentős trendeket mutattak, amelyek átfogó képet adnak a vízfelszín alakulásáról. 2021 augusztusában a víztest általánosan egészséges volt, amit a viszonylag átlagos és maximum NDVI értékek is alátámasztanak. Az átlag érték 0,0335 körül mozgott, míg a maximum érték elérte a 0,4318-at, ami a növényzettel benőtt részekre utalt. Azonban már szeptemberben megfigyelhető volt egy enyhe csökkenés az NDVI értékekben, ami a csapadék hígító hatására utal.

Az őszi hónapokban, az októberi adatok alapján a növényzet állapota tovább romlott. Az átlag NDVI érték már negatív lett, -0,0081-es szintre süllyedve, ami azt jelezte, hogy a növényzet általános egészségi állapota jelentősen gyengült. Ez a tendencia folytatódott novemberben, ahol a minimum értékek mélypontra kerültek, -0,0880-ra süllyedve. A maximum értékek is tovább csökkentek, 0,2801-es értékre, jelezve, hogy a növényzet és az algásodás és csökkent.

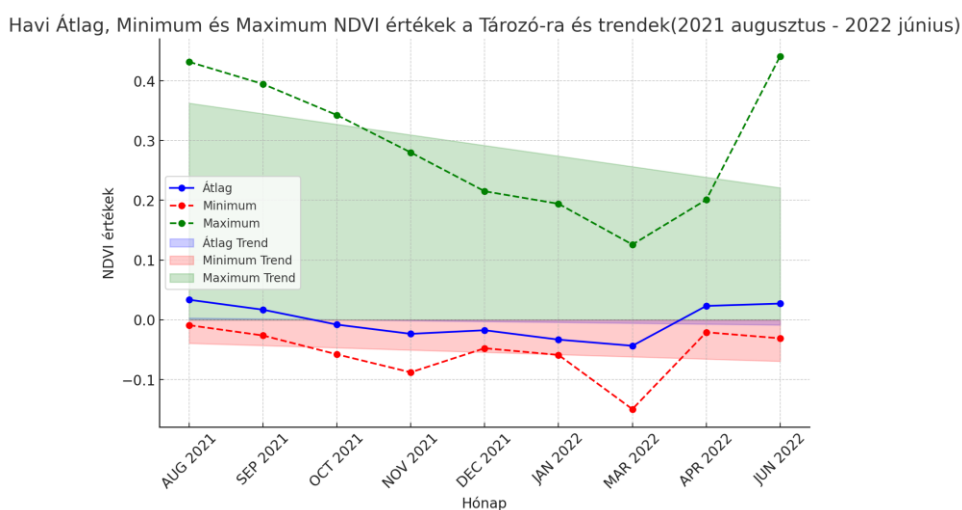
2021 decemberében egy kisebb változás volt megfigyelhető, különösen a minimum értékeknél, amelyek -0,0477-re emelkedtek, azonban az átlag értékek továbbra is alacsony szinten maradtak. Januárban az átlag NDVI értékek tovább csökkentek. Ez a trend márciusban folytatódott, ahol a minimum értékek jelentős mértékben csökkentek, -0,1496-os értékre süllyedve. 2022 áprilisában azonban a trendekben változások láthatók. Az átlag NDVI értékek emelkedtek és az áprilisi adatok már nagyobb változást mutattak. Az átlag érték 0,0232-re, a maximum pedig 0,2010-re emelkedett, ami arra utal, hogy több hordalék, oldott szilárd anyag vagy algásodás volt látható a téli hónapok után.



85. ábra: Az átlag abszolút NDVI eltérés minden tó esetében a Tározóhoz (referencia) képest a 2021-2022 időszakban

A változás 2022 júniusában szignifikáns, a maximum NDVI értékek jelentős mértékben megnövekedtek, elérve a 0,4412-es szintet, ami azt jelezte, hogy a vízfelszín növényzettel való borítottsága magas.

Összességében a vizsgált időszakban a víztest NDVI állapota kisebb ingadozásokat mutatott.

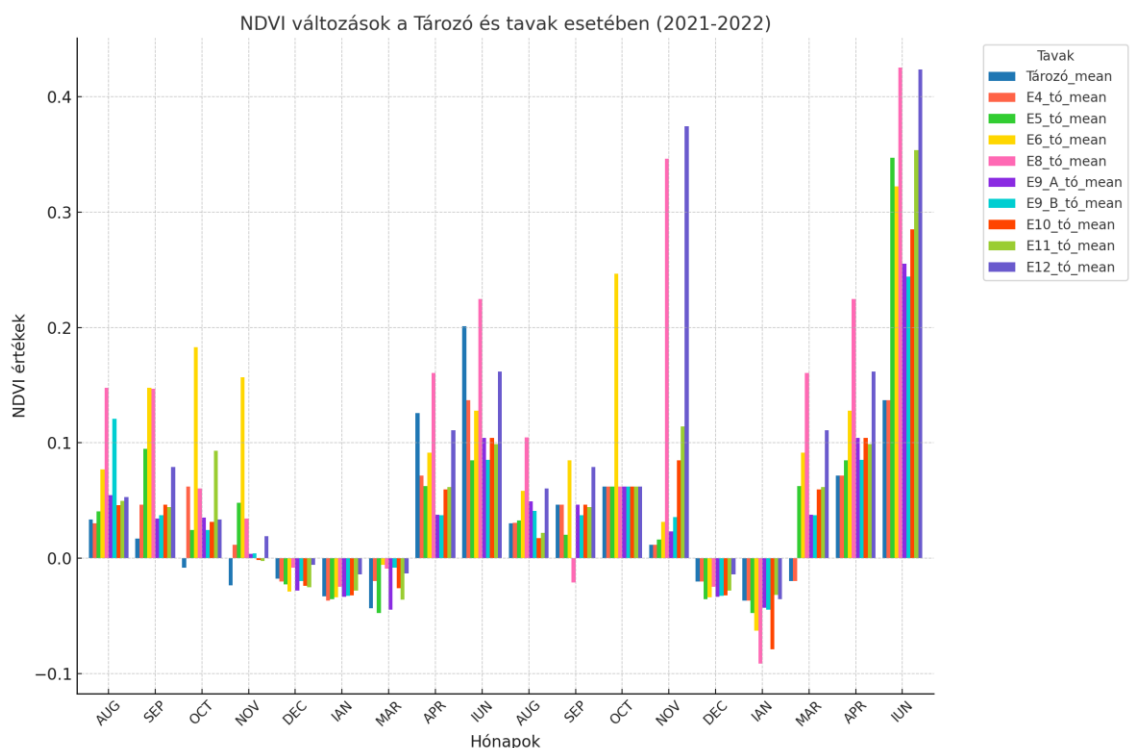


86. ábra: A Szűnyogszéki víztározó (Reservoir) időbeni NDVI változásai 2021 augusztustól 2022 júniusig

Az NDVI az infravörös fény (amit a növényzet visszaver) és a vörös fény (amit a növényzet elnyel) közötti különbséget méri.

Az átlag NDVI értékek trendvonalának szöge: $-0,08^\circ$. A minimum NDVI értékek trendvonalának szöge: $-0,22^\circ$. A maximum NDVI értékek trendvonalának szöge: $-1,01^\circ$. Amikor a vízinövények nem kapnak elegendő vizet, akár aszály, akár a vízgazdálkodási gyakorlatok változása miatt, az egészségi állapotuk és termelékenységük csökkenhet, ami negatív NDVI trendet eredményezhet.

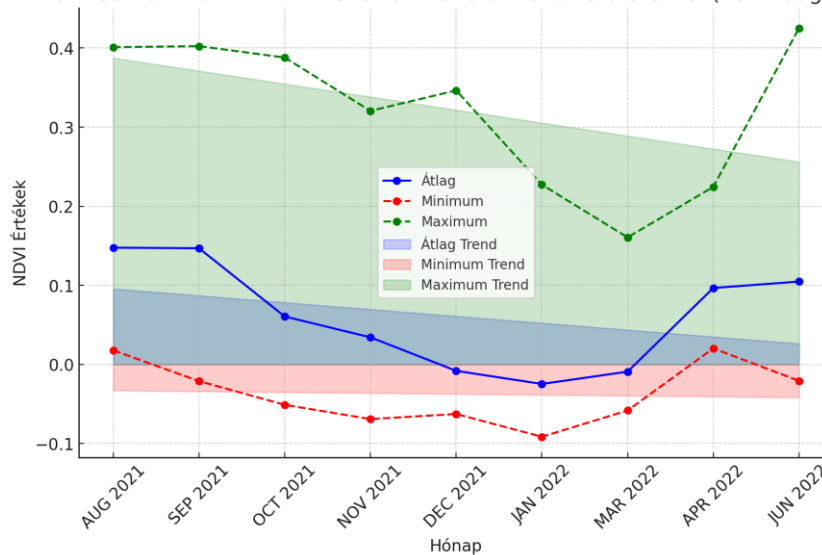
Összesített ábrázolás az átlag NDVI értékek változásaival a Tározó és az összes vizsgált tó (E4, E5, E6, E8, E9_A, E9_B, E10, E11, E12) esetében, 2021 augusztusától 2022 júniusáig.



87. ábra: Az átlag NDVI értékek változásai a Tározó és az összes vizsgált tó (E4, E5, E6, E8, E9_A, E9_B, E10, E11, E12) esetében, 2021 augusztusától 2022 júniusáig

A 88. ábra a Szúnyogszék **E8** tóra vonatkozó NDVI adatait mutatja, amelyeket a Landsat 8 műhold mérései alapján készültek a 2021 augusztusa és 2022 júniusa közötti időszakban.

Havi Átlag, Minimum és Maximum NDVI Értékek az E8 Tóra Trend Területekkel (2021 augusztus - 2022 június)



88. ábra: A Szűnyogszéki E8-as tó időbeni NDVI változásai a vizsgált időszakban

Az NDVI értékek a tó körüli vegetáció egészségére és sűrűségére utalnak; a magasabb értékek általában az egészségesebb és sűrűbb növényzetet jelzik. Az E8 tónál a szeptemberi csökkenő NDVI érték arra utalhat, hogy az adott területen a növényzet egészségi állapota romlik. Ennek oka lehet például alacsony vízszint, mely következtében a meder széle kiszáradt és a csupasz felszín látható. A felszínhőmérsékletek megerősítik az a feltevést, hogy a medencét lecsapolták, ezt a magasabb NDVI értékek mutatják a 76. ábrán. Az átlag NDVI értékek 2021 augusztusában 0,15 körül indultak, majd általános csökkenő trendet mutattak 2022 januárjáig, ahol a legalacsonyabb átlag érték -0,025 volt. 2022 január után az átlag NDVI értékek helyreálltak, és fokozatosan emelkedtek 2022 júniusára, amikor is 0,10 értéket értek el.

A minimum NDVI értékek hasonló mintát követnek, mint az átlag NDVI, pozitív értékekkel indulnak 2021 augusztusában, majd szeptembertől 2022 januárjáig negatívba fordulnak a jégtakaró következtében. A legalacsonyabb minimum érték 2022 januárjában volt, kb. -0,09 körül. A maximum NDVI értékek viszonylag magasak maradtak az egész időszakban, ami azt jelzi, hogy voltak olyan területek, ahol a vízfelület algás és növényzetre utal.

Az értékek ingadozása ellenére általános csökkenést figyelhető meg 2021 augusztusától 2022 márciusáig, amit egy emelkedés követett 2022 júniusában, amikor az értékek 0,4 fölé emelkedtek.

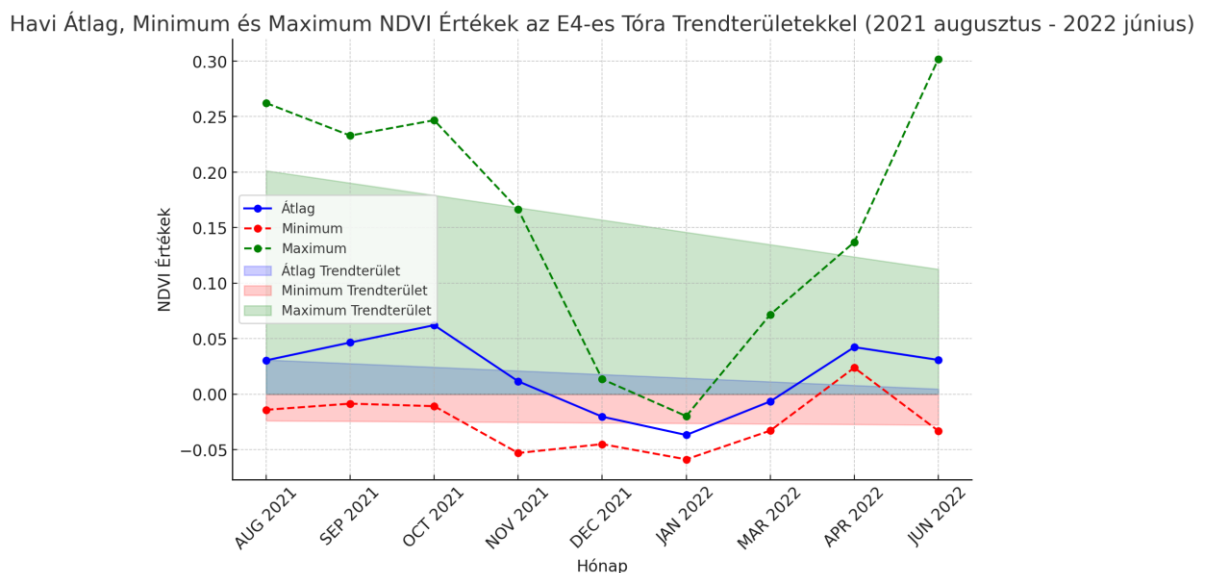
Az NDVI trendek összhangban vannak a szezonális változásokkal, ahol a vegetációs időszak végén (nyár vége/ősz) általában csökken a növényzet és víz algásodása, amit az NDVI értékek csökkenése jelez.

A legalacsonyabb értékek januárban láthatók és a téli időjárási viszonyoknak felelnek meg, amikor a növényzet nyugalmi állapotban van és vízfelületet jég borítja, ami 0 körüli NDVI értékeket eredményez.

Az NDVI értékek tavaszi helyreállása (márciustól kezdve) szokásos, ahogy a növényzet újra növekedni kezd, a legmagasabb értékek pedig a nyár elején (június) figyelhetők meg.

A Szűnyogszék E8 tóra vonatkozó NDVI adatok egy szezonális mintát mutatnak, ahol a vegetáció ősszel és télen csökken, majd tavasszal újra helyreáll. Az átlag NDVI értékek ezt az általános trendet tükrözik, a legalacsonyabb pontokat a téli hónapokban látjuk.

A 89. ábrán az NDVI értékek láthatók az **E4**-es tóra vonatkozóan 2021 augusztustól 2022 júniusig.



89. ábra: A Szűnyogszéki E4-es tó időbeni NDVI változásai a vizsgált időszakban

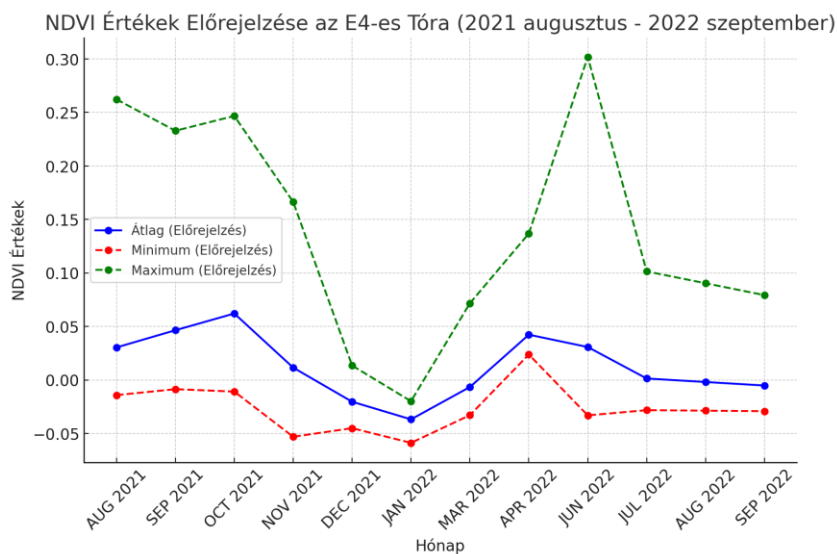
Az átlag NDVI érték 2021 augusztusban 0,03 volt, a minimum és maximum értékek széles tartományban mozogtak, -0,014 és 0,26 között. Az átlag NDVI érték enyhén növekedett, 0,046-ra, ami a felszíni tulajdonságok vagy a növényzet változásaira utal. 2021 október - 2022 március közt az NDVI értékek fokozatosan változtak, néhány hónapban jelentős eltérések voltak a minimum és maximum értékek között, ami

környezeti változásokra, például a növényzet növekedésére vagy a vízszint ingadozására utalhat.

2022 áprilisában az értékek ismét enyhén csökkentek, de kisebb változékonysággal, mint a korábbi hónapokban. A negatív, de nullához közeli NDVI értékek gyakran vízfelület vagy kopár talaj jelenlétét jelzik, ami összhangban van egy tórendszer várható tulajdonságaival. A magasabb NDVI értékek bizonyos hónapokban azt sugallják, hogy a vegetáció vagy az algák erőteljesebben jelen lehetnek a vízfelszínen vagy annak környezetében.

4.9.2 Az NDVI értékek előrejelzéséhez alkalmazott ARIMA módszer az E4 tóra vonatkozóan

A 90. ábrán látható előrejelzés az NDVI értékekre az E4-es tó esetében, a 2021 augusztustól 2022 szeptemberig terjedő időszakra. Az ábra tartalmazza az előrejelzést az átlag, a minimum és a maximum értékekre, a trendek alapján. Az előrejelzést egy egyszerű lineáris regressziós modell segítségével végeztem el. A lineáris regressziót használtam a korábbi adatpontok alapján kiszámított trendek meghosszabbítására, hogy előrejelezzem a jövőbeli értékeket. Ez a módszer feltételezi, hogy a múltbeli trendek lineárisan folytatódnak a jövőben.



90. ábra: Az NDVI értékek előrejelzése az E4 tóra vonatkozóan (2022 július-szeptember)

Az adatokból lineáris regresszió alkalmazásával kiszámítottam a lineáris trendvonalat (slope és intercept) mind az átlag, a minimum és a maximum NDVI értékekre.

Ezt a trendvonalat extrapoláltam a következő 3 hónapra (13. táblázat), hogy előrejelzést készítsék az adott időszakra.

13. táblázat: Az extrapolált NDVI értékek az E4 tóra

Hónap	Átlag előrejelzés	Min előrejelzés	Max előrejelzés
JÚL 2022	0,001	-0,028	0,101
AUG 2022	-0,001	-0,028	0,090
SZEP 2022	-0,005	-0,029	0,079

Az E4 tó NDVI értékei alaján (2021 augusztus – 2022 június) egy ARIMA (AutoRegressive Integrated Moving Average) modellt alkalmazok, amelyet alkalmaztam a valós idejű monitoring adatokra is, mely alkalmas az időbeli adatok előrejelzésére, különösen amikor az adatok időben autokorreláltak.

Az ARIMA modell képes kezelni a trendeket, a szezonális mintázatokat, és a mozgó átlagokat is figyelembe veszi. Ez a modell általában jobb előrejelzési teljesítményt nyújt, különösen ha a korábbi adatok összetett mintázatot mutatnak.

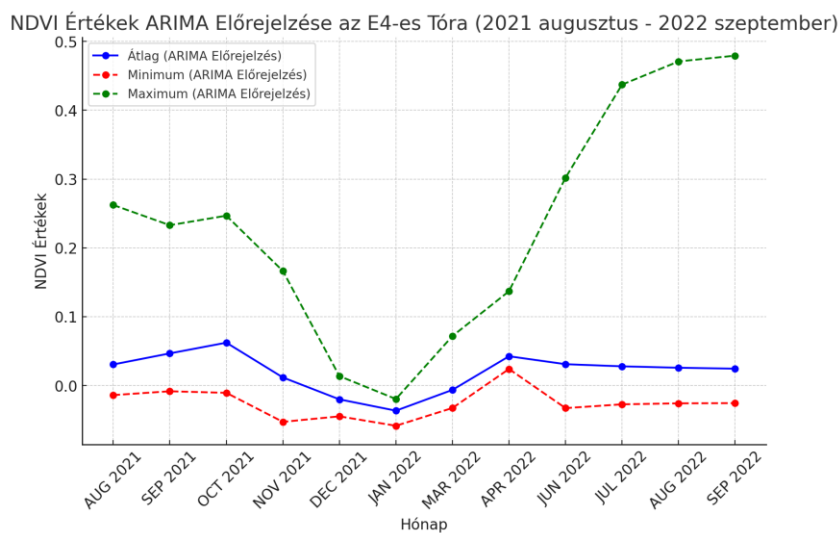
A 14. táblázat a 2022 július-szeptember közötti időszakra vonatkozó előrejelzett átlag, minimum és maximum NDVI értékeket mutatja.

Az ARIMA modell összetettebb előrejelzést biztosít az E4 tóra, mivel figyelembe veszi a múltbeli értékek közötti időbeli korrelációkat az.

14. táblázat: ARIMA előrejelzési NDVI értékek

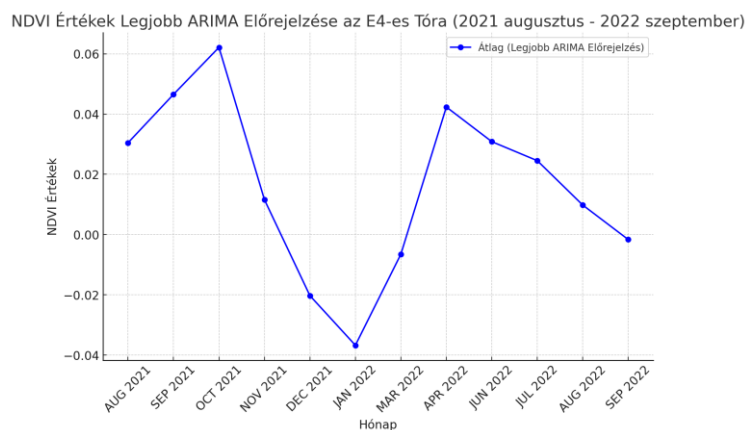
Hónap	ARIMA előrejelzés - Átlag	ARIMA előrejelzés -Min	ARIMA előrejelzés - Max
2022 JÚL	0,0277	-0,0275	0,4372
2022 AUG	0,0256	-0,0261	0,4709
2022 SZEP	0,0243	-0,0257	0,4793

Az optimalizálás alapján a legjobb ARIMA modell paraméterei a $p = 2$, $d = 0$ és $q = 1$. Ez a paraméterkombináció adta a legalacsonyabb AIC értéket (-37,76), ami azt jelzi, hogy ez a modell illeszkedik a legjobban az adatokhoz a kipróbált (grid search) paraméterek közül.



91. Az NDVI alakulása és a hozzá illesztett polinomiális görbe

A 91. ábra tartalmazza az előrejelzett átlag, minimum és maximum NDVI értékeket 2022 júliusára, augusztusára és szeptemberre, mely az NDVI érték csökkenését jelzi előre, amikor is szeptemberben eléri a 0 értéket, amely a legjobb a vízfelületi mutató.

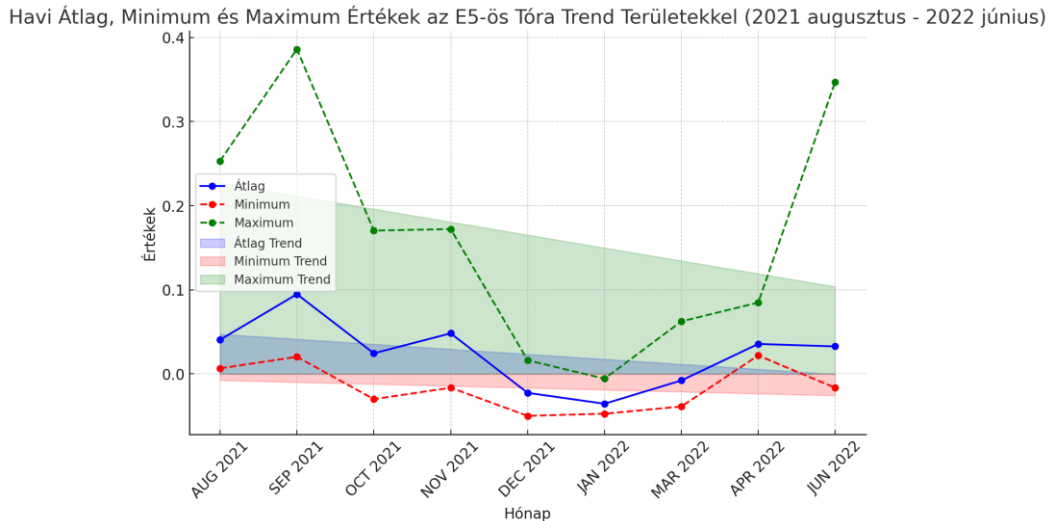


92. ábra: Az E4 tóra előrejelzett átlag NDVI értékek (ARIMA) a 2022.07-09 közötti időszakra

Mindkét módszer, a lineáris regresszió és az ARIMA is megbízhatóan becsülte az NDVI értékek alakulását.

A 93. ábrán **E5**-ös tónál 2021 szeptemberben van egy magas NDVI érték, amely nagyon sekély vízfelszínre utal és a felszínhőmérséklet is magas (93. ábra).

Az E5 tó, amely a Szűnyogszéki tórendszer része és halgazdasági tevékenységre is használt víztest, NDVI adatainak elemzése a víztest felületén belüli változásokat méri 2021 augusztusától 2022 júniusáig.



93. ábra: A Szűnyogszéki E5-ös tó időbeni NDVI változásai a vizsgált időszakban

Az átlag NDVI értékek az E5 tóban az időszak elején 0,0405 körül mozogtak (2021 augusztusában), majd jelentősen növekedtek szeptemberre, elérve a 0,0948-at.

Egy visszaesés volt tapasztalható 0,0244-re 2021 októberében, majd novemberben egy újabb emelkedés következett 0,0482-re. Az ezt követő hónapokban az átlagértékek enyhe csökkenést mutattak, januárban elérve a -0,0356-ot.

2022 áprilisában az átlagérték 0,0355-re emelkedett, majd júniusban ismét enyhén csökkent 0,0326-ra. Az átlagértékek enyhe növekvő tendenciát mutatnak, amit a lineáris trendvonal is alátámaszt.

A minimum NDVI értékek az időszak alatt -0,0499 és 0,0202 között ingadoztak. Az egyik legnagyobb csökkenés decemberben volt tapasztalható, ahol az érték -0,0499 volt, míg a legmagasabb minimum érték szeptemberben 0,0202 volt.

A maximum NDVI értékek szintén jelentős ingadozást mutattak: a legalacsonyabb értéket 2022 januárjában regisztrálták (-0,0058), míg a legmagasabb értékek 2021 szeptemberében (0,3861) és 2022 júniusában (0,3471) voltak megfigyelhetők.

Az átlagértékek trendje enyhe növekedést mutat az időszak alatt, amit a lineáris regresszió eredményei is alátámasztanak (a meredekség pozitív érték, 0,0056).

A minimum értékek trendje kismértékű csökkenést mutat, ami arra utalhat, hogy a tó egyes részein az alacsonyabb vegetációs értékek dominálnak (a meredekség negatív érték, -0,0049).

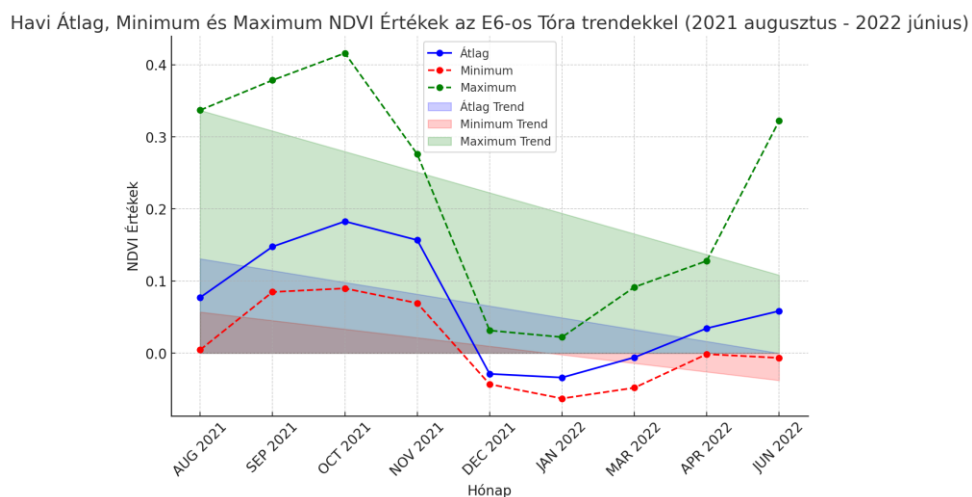
A maximum értékek trendje szintén növekvő, ami arra utal, hogy a tó egyes területein a vegetációs aktivitás, vagyis a biomassza sűrűsége növekedett (meredekség pozitív érték, 0,0141).

Az E5 tó NDVI értékeinek elemzése azt mutatja, hogy az időszak alatt a vegetációs aktivitás a tó egyes részein növekedett, ami a halgazdasági tevékenység szempontjából fontos lehet. A növekvő maximum értékek (2021 szeptemberi 0,3861-es érték és a 2022 júniusi 0,3471-es érték) arra utalnak, hogy a tó bizonyos részein fokozódott a növényi biomassza, ami befolyásolhatja a halak élőhelyeit és a tó ökológiai egyensúlyát.

Az átlag NDVI értékek növekvő tendenciája (2021 augusztusi 0,0405-ről a 2022 áprilisi 0,0355-re) általánosságban pozitív változást jelez a tó vegetációs állapotában.

A minimum értékek csökkenése azonban figyelmeztető jel lehet, amely arra utalhat, hogy a tó bizonyos területein csökken a növényi borítottság, ami potenciálisan negatív hatással lehet a vízminőségre és a halállományra. A jövőbeli halgazdasági tervezésnél érdemes figyelembe venni ezeket a trendeket, és további monitoringot végezni a tó ökológiai állapotának alakulása érdekében.

Az **E6** tó, amely a Szúnyogszéki tórendszer egyik fontos medencéje, halgazdasági tevékenységre is használt víztest. Az elemzés (94. ábra) során az átlag, minimum és maximum NDVI értékekre vonatkozó trendeket vizsgáltam, melyek a tó vízfelületén belüli vegetációs aktivitás változásait tükrözik.



94. ábra: A Szúnyogszéki E6-os tó időbeni NDVI változásai a vizsgált időszakban

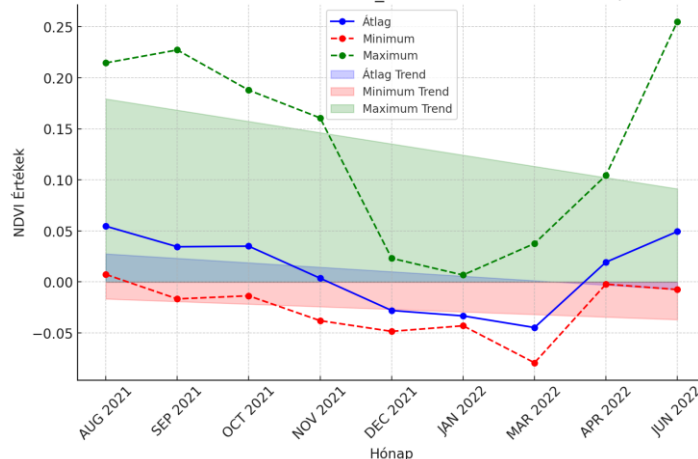
Az átlag NDVI értékek az időszak elején, 2021 augusztusában, 0,0405 körül mozogtak, majd szeptemberre jelentősen növekedtek, elérve a 0,0948-as értéket. Ez az érték utalhat arra, hogy a víz nem tiszta, hanem pl. lebegő anyagokat vagy egyéb szennyeződések tartalmaz, esetleg nagyon alacsony vízszintet. Az októberi csökkenés után, amikor az érték 0,0244-re esett vissza, novemberben újra emelkedés következett, 0,0482-re. A következő hónapokban az átlag értékek enyhén csökkentek, januárban elérve a -0,0356-ot. 2022 áprilisában az érték 0,0355-re nőtt, majd júniusban enyhén csökkent 0,0326-ra. Az átlag NDVI értékek lineáris trendje enyhe növekedést mutat, ami arra utal, hogy az időszak alatt a tóban a vegetáció vagy algásodás fokozódott.

A minimum NDVI értékek -0,0499 és 0,0202 között ingadoztak. A legnagyobb csökkenést decemberben tapasztalták, ahol az érték -0,0499 volt, míg a legmagasabb minimum érték szeptemberben volt, 0,0202. A minimum értékek enyhén csökkenő tendenciát mutatnak. Ez azt jelezheti, hogy a tó egyes területein a vegetációs aktivitás gyengült.

A maximum NDVI értékek jelentős ingadozást mutattak az időszak alatt, a legalacsonyabb értéket 2022 januárjában regisztrálódott (-0,0058), míg a legmagasabb értékeket 2021 szeptemberében (0,3861) és 2022 júniusában (0,3471) volt. A maximum értékek trendje erősen növekedett, ami azt jelzi, hogy a tavon intenzív vegetációs növekedés vagy algásodás történt.

Az **E9-A** tó, amely a Szúnyogszéki tórendszer része és halgazdasági célokra is használatos.

Havi Átlag, Minimum és Maximum NDVI Értékek az E9_A Tóra Trend Területekkel (2021 augusztus - 2022 június)

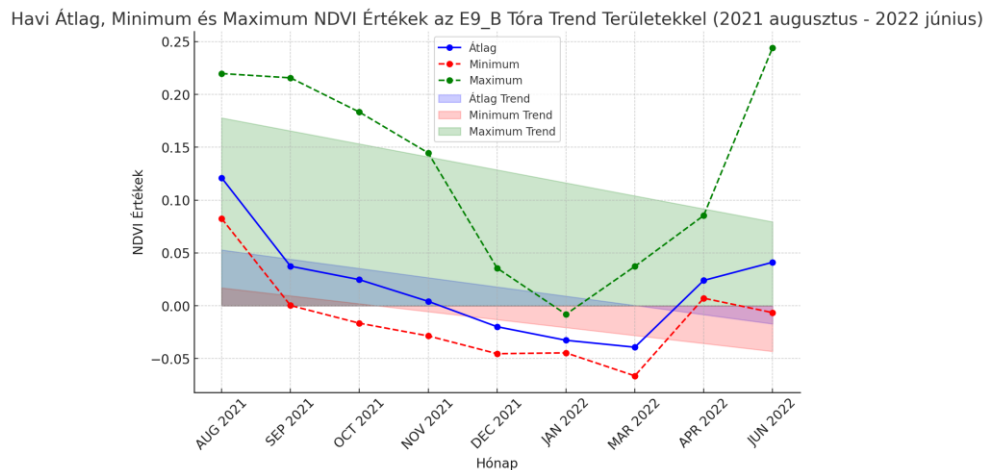


95. ábra: A Szúnyogszéki E9_A tó időbeni NDVI változásai a vizsgált időszakban

Az átlag NDVI értékek kezdetben 0,0546 (2021 augusztus) voltak, majd szeptemberben 0,0345-re csökkentek. Októberben egy minimális növekedés volt (0,0350), de novemberre csökkenés következett be, 0,0036-os értékkel. 2022 januárjában az átlagérték tovább csökkent, -0,0333-ra, majd márciusban -0,0447-re süllyedt. Azonban 2022 júniusára az érték 0,0494-re nőtt. Ezek az NDVI értékek változásai teljesen elfogadottak és egy jó állapotban levő víztestet írnak le. Az átlag NDVI értékek lineáris trendje enyhe csökkenést mutat (meredekség: -0,001), ami arra utal, hogy az időszak alatt a tó vegetációs aktivitása nagyon kevese változott, az R^2 értéke 0,094, ami azt jelzi, hogy a trend nem túl erős.

A legalacsonyabb értéket 2022 januárjában mérték (0,0068), míg a legmagasabb értékek 2021 szeptemberében (0,2273) és 2022 júniusában (0,2552) detektálták. A maximum értékek trendje enyhe növekedést mutat (meredekség: 0,006), jelezve, hogy a tó egyes részein még mindig fennáll az intenzív vegetációs aktivitás. Az R^2 értéke 0,047, ami viszonylag gyenge kapcsolatot mutat.

Az **E9-B** tó, amely a Szúnyogszéki tórendszer része és halgazdasági célokra is használatos.



96. ábra: A Szúnyogszéki E9-B tó időbeni NDVI változásai a vizsgált időszakban

Az NDVI adatait elemzem, amelyek a tó vízfelületén belüli vegetációs változásokat mutatja, 2021 augusztusától 2022 júniusáig tartó időszakra vonatkoznak. A 96. ábrán a 2021 augusztusától 2022 júniusáig tartó időszak adatai alapján készült elemzést találhatók.

A minimum NDVI értékek az időszak alatt jelentős ingadozást mutattak, a legkisebb érték -0,0792 volt (2022 március), míg a minimum érték 0,0074 volt (2021 augusztus). Az értékek jellemzően negatív tartományban mozogtak, ami arra utal, hogy a vegetáció hiányzott 2021 augusztusában.

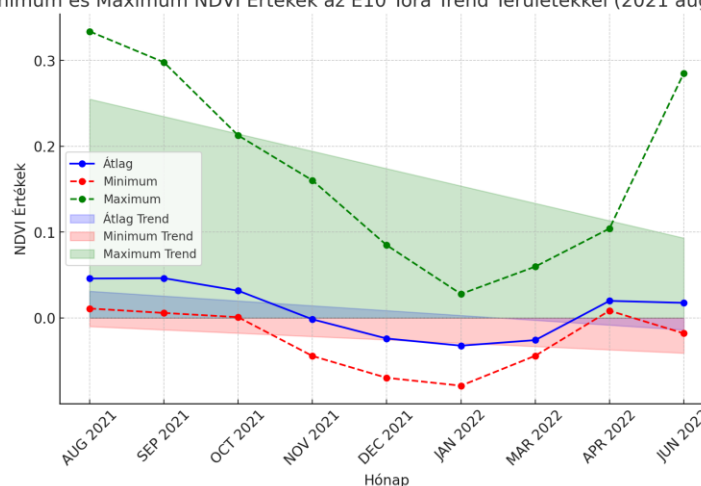
Az átlag NDVI értékek 2021 augusztusában 0,0546 voltak, majd szeptemberben enyhe csökkenés következett be 0,0345-re. Októberben egy minimális növekedés volt tapasztalható, 0,0350-re, de novemberre jelentős csökkenés történt, az érték 0,0036-ra esett vissza. A negatív tartományban mozgó értékek januárra elérték a -0,0333-at, márciusban pedig -0,0447-re csökkentek. Azonban 2022 júniusára az átlag értékek ismét pozitív irányba mozdultak, elérve a 0,0494-es szintet.

Az átlag NDVI értékek lineáris trendje enyhe csökkenést mutat (meredekség: -0,001), ami arra utal, hogy az időszak alatt a tó vegetációs aktivitása csökkent. Az R^2 értéke 0,094, ami azt jelzi, hogy a trend nem túl erős.

A maximum NDVI értékek szintén jelentős ingadozást mutattak. A legalacsonyabb értéket 2022 januárjában mérték, míg a legmagasabb értékek 2021 szeptemberében (0,2273) és 2022 júniusában (0,2552) voltak megfigyelhetők, mely szezonalitást mutat. A maximum értékek trendje enyhe növekedést mutat (meredekség: 0,006), jelezve, hogy a tóban van vegetációs aktivitás. Az R^2 értéke 0,047, ami viszonylag gyenge kapcsolatot mutat.

Az **E10** tó, amely a Szűnyogszéki tórendszer része és halgazdasági tevékenységre is használt víztest, NDVI adatainak elemzése során a vízfelületén belüli változásokat vizsgálom, amely a 97. ábrán szemléltetem.

Havi Átlag, Minimum és Maximum NDVI Értékek az E10 Tóra Trend Területekkel (2021 augusztus - 2022 június)



97. ábra: A Szűnyogszéki E10-es tó időbeni NDVI változásai a vizsgált időszakban

A minimum NDVI értékek az időszak alatt -0,0779 (január 2022) és 0,0047 (augusztus 2021) között ingadoztak.

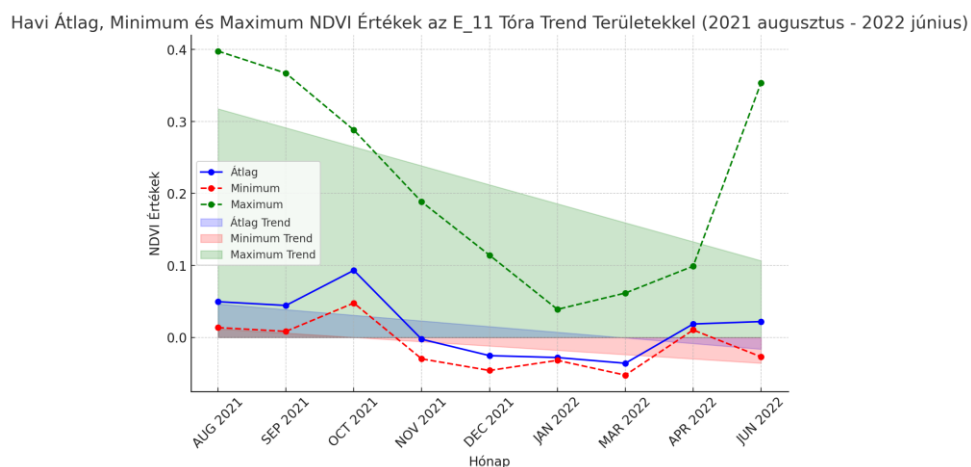
A minimum értékek trendje enyhe csökkenést mutat (meredekség: -0,005), jelezve, hogy a vegetációs aktivitás csökkent az időszak során. Az R^2 értéke 0,308, ami közepesen erős kapcsolatot jelez a trendvonal és az adatok között.

Az átlag NDVI értékek 2021 augusztusában 0,0624 voltak, majd szeptemberben enyhe csökkenés következett be 0,0423-ra. Októberben további csökkenés volt tapasztalható, az érték 0,0216-ra esett vissza, majd decemberre -0,0067-re csökkent. A legkisebb átlag értéket 2022 januárjában mérték (-0,0302), majd az értékek lassan emelkedtek, 2022 júniusára elérve a 0,0485-öt.

Az átlag NDVI értékek lineáris trendje enyhe csökkenést mutat (meredekség: -0,001), ami arra utal, hogy az időszak alatt a tó vegetációs aktivitása csökkent. Az R^2 értéke 0,080. ami azt jelzi, hogy a trend gyenge.

A legmagasabb NDVI értékek 2021 szeptemberében (0,2154) és 2022 júniusában (0,2411) voltak. 2021 szeptemberében a halgazdálkodásba bevont medencéket lecsapolták. 2022 nyarán pedig sáros, zavaros víz volt jellemző a medencére.

A kiemelt ökológiai jelentőségű az **E11** tó, mivel halgazdasági tevékenységre használt víztest, amely a vízimadarak frekventált táplálkozó és költő helye is (98. ábra). Mocsaras nádasok, fák veszik körül a medencét.



98. ábra: A Szűnyogszéki E11-es tó időbeni NDVI változásai a vizsgált időszakban

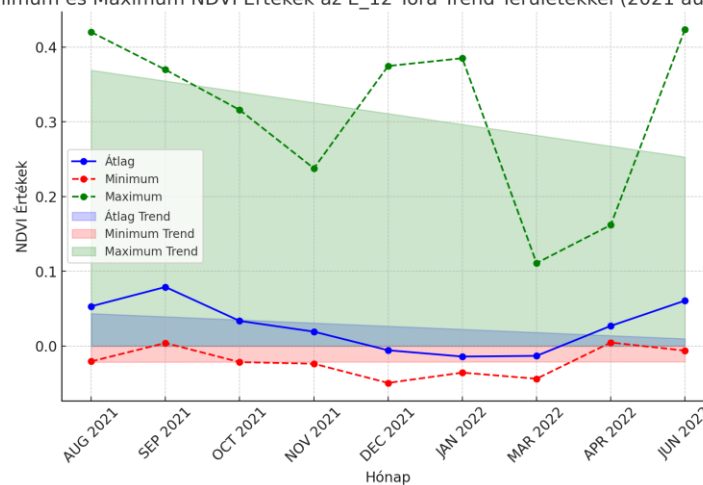
A minimum NDVI értékek az időszak alatt -0,0523 (2022 március) és 0,0136 (2021 augusztus) között ingadoztak. A minimum értékek trendje szintén enyhe csökkenést mutat (meredekség: -0,008), jelezve, hogy a vegetációs aktivitás csökkent az időszak során. Az R^2 értéke 0,305, ami közepesen erős kapcsolatot jelez a trendvonal és az adatok között.

Az átlag NDVI értékek 2021 augusztusában 0,0496 voltak, majd szeptemberben enyhe csökkenés következett be 0,0444-re. Jelentős növekedés volt tapasztalható októberben, az érték 0,0932-re emelkedett, de novemberben ismét csökkenés történt, az érték -0,0025-re esett vissza. A legkisebb átlag értéket 2022 márciusában -0,0358, majd az értékek lassan emelkedtek, 2022 júniusára elérve a 0,0221-es értéket. Az átlagos NDVI értékek lineáris trendje enyhe csökkenést mutat (meredekség -0,007), ami arra utal, hogy az időszak alatt a tó vegetációs aktivitása csökkent. Az R^2 értéke 0,180, ami azt jelzi, hogy a trend mérsékelten erős.

A maximum NDVI értékek szintén ingadoztak, a legalacsonyabb értéket 2022 januárjában 0,0390. míg a legmagasabb értékek 2021 augusztusában 0,3977 és 2022 júniusában 0,3537 voltak. Az E11-es tó normális NDVI szezonalitást mutat és a nyári időszakban magas a növényzet.

Az **E12** tó, amely a Szúnyogszéki tórendszer utolsó és egyben a legnagyobb kiterjedésű tava.

Havi Átlag, Minimum és Maximum NDVI Értékek az E_12 Tóra Trend Területekkel (2021 augusztus - 2022 június)



99. ábra: A Szúnyogszéki E12-es tó időbeni NDVI változásai a vizsgált időszakban

A minimum NDVI értékek az időszak alatt -0,0432 (2022 március) és 0,0098 (2021 augusztus) között ingadoztak (99. ábra). A minimum értékek trendje enyhe csökkenést mutat (meredekség -0,006), jelezve, hogy a vegetációs aktivitás csökkent az időszak során. Az R^2 értéke 0,260, ami közepesen erős kapcsolatot jelez a trendvonal és az adatok között.

Az átlag NDVI értékek 2021 augusztusában 0,0493 voltak, majd szeptemberben enyhe csökkenés következett be 0,0357-re. Októberben az értékek újra emelkedtek,

elérve a 0,0712-t, de novemberben ismét csökkenés volt tapasztalható, az érték 0,0106-ra esett vissza. A legkisebb átlag értéket 2022 márciusában volt (-0,0203), majd az értékek lassan emelkedtek, 2022 júniusára elérve a 0,0318-at. Az átlag NDVI értékek lineáris trendje enyhe csökkenést mutat (meredekség -0,003), ami arra utal, hogy az időszak alatt a tó vegetációs aktivitása csökkent. Az R^2 értéke 0,160, ami mérsékelt erős kapcsolatot jelez.

A maximum NDVI értékek szintén ingadoztak, a legalacsonyabb értéket 2022 januárjában mérték (0,0157), míg a legmagasabb értékek 2021 szeptemberében (0,2153) és 2022 júniusában (0,2046) voltak. A maximum értékek trendje enyhe csökkenést mutat (meredekség -0,007), jelezve, hogy a tóban csökkent az intenzív vegetációs aktivitás. Az R^2 értéke 0,112, ami viszonylag gyenge kapcsolatot mutat.

Az E12-es tó ökológiai egyensúlyban van, a trendadatok enyhe NDVI csökkenést mutatnak, ami szezonálisra utal.

4.10 Az NDVI értékek és a trendelőrejelzés értékelése a Szúnyogszéki vizes élőhelyre

A legtöbb tó esetében az átlag NDVI értékek csökkenő tendenciát mutatnak a vizsgált időszakban (2021 augusztus-2022 június), ami arra utal, hogy a tavakban a vegetációs aktivitás általánosan csökkent. A csökkenés negatív hatással lehet a vízminőségre [97], különösen a nyárvégi aszályos és őszi időszakban. A Szúnyogszéki vizes élőhely egy komplex ökoszisztéma, amely halgazdaságnak és vonuló madaraknak ad területet. A tavak bolygatásának (leengedés, feltöltés) üteme, időtartama és időzítése fontos szempont a környezeti egyensúly fenntartása szempontjából [101], [118], [211]. A víztározó jó vízminősége fokozatosan módosul a kisebb medencékben.

A maximum NDVI értékek változatos képet mutatnak. Egyes tavakban, mint például az E5, E9-A és E10 tavakban, a maximum értékek növekedést mutatnak, ami arra utalhat, hogy a tavak egyes részein intenzív vegetációs növekedés történt.

Kiemelném, hogy a 0 alatti NDVI értékek a víz hiányát vagy nagyon hordalékos esetleg sekély vizet jelez. További medencék esetében, mint az E11 és E12 stabilak maradnak és csak szezonális jeleket lehet tapasztalni.

Az automata online vízminőségi monitoring rendszer 15 perces mért értékei és az eseti mintavételek során vett vízminták eredményei alátámasztották a víztesten belüli terheléseket.

A maximum NDVI értékek növekedése néhány tóban pozitív jel lehet, de fontos, hogy ezek a növekedések ne vezessenek túlzott algásodáshoz, amely ronthatja a vízminőséget. A tavak fenntartható kezelése érdekében ajánlott rendszeres monitoringot végezni, és az eredmények alapján célzott kezelési stratégiákat kidolgozni.

A kutatás során megállapítottam, hogy a tavak vegetációs aktivitását jelző NDVI értékek csökkenő tendenciája negatívan befolyásolhatja a vízminőséget, különösen az aszályos nyárvégi és őszi időszakokban. A tavak kezelési terve, beleértve a víz leeresztésének és feltöltésének ütemezését, jelentős hatással van az ökológiai egyensúly fenntartására. Az NDVI elemzések alapján a kezelési műveletek befolyásolják a vízminőségi paramétereket, ezért a fenntartható üzemeltetéshez célzott monitoring szükséges.

Az NDVI elemzések alapján igazoltam, hogy a tavak bolygatása közvetlen és összetett hatást gyakorol a vízminőségi paraméterekre, különösen a sekély vizek és az üledék felkeveredésének mértékére. Elengedhetetlen a folyamatos és célzott monitoring, amely a vízminőség fenntartására irányuló döntéshozatalt is támogatja.

Amennyiben legalább két évi adat áll rendelkezésre az NDVI és felszíni hőmérsékleti adatokból, alkalmazhatók fejlettebb idősoros modellezési módszerek, mint például a SARIMA (Seasonal Autoregressive Integrated Moving Average) modell.

A SARIMA modell lehetőséget biztosít a szezonális kezelésére és az időjárási mintázatok változásainak pontos előrejelzésére, amelyek befolyásolják a vegetációs aktivitást és annak vízminőségre gyakorolt hatását. Az ilyen típusú idősoros regressziós modellek különösen alkalmasak a komplex kölcsönhatások feltárására a felszíni hőmérséklet, a vegetáció és a vízminőségi paraméterek között, lehetővé téve a hosszú távú trendek és szezonális ingadozások pontosabb előrejelzését.

Ezen módszerek alkalmazása révén a vízminőségi változások szezonális előrejelzése megbízhatóbbá válik, ezáltal elősegítve a hatékonyabb kezelési stratégiák kidolgozását.

A SARIMA és hasonló modellek használata nemcsak az adatok szezonális mintázatainak felismerésére alkalmas, hanem az anomáliák, mint például a hirtelen vízminőségi romlások vagy algásodási események előrejelzésére is, amelyek a vegetáció aktivitásával összefüggésben állnak. Az idősoros modellezés segítségével pontosan becsülhetők az olyan vízminőségi változások, amelyek a hagyományos monitoring módszerekkel nem észlelhetők időben.

5 Diszkusszió

A kutatásom során **kimutattam**, hogy a valós idejű, folyamatos online automata vízminőség monitoring rendszerek és a gépi tanulás alapú adatelemzési módszerek jelentős mértékben hozzájárulnak a vízminőségi adatok megbízhatóbb és részletesebb kiértékeléséhez.

A kutatásomban **kidolgozott és alkalmazott** módszerek – különösen a vízfolyások és vizes élőhelyek állapotának, valamint a vonuló vízimadár-közösségek jelenlétének vizsgálata – igazolták, hogy a valós idejű vízminőség monitoring adatokból épített prediktív modellek segítségével pontosan előrejelezhetők a vízminőség szezonális változásai és azok hosszú távú trendjei.

Megállapítottam, hogy a Szűnyogszéki halgazdaság működése ciklikus szennyezési hullámokat idéz elő a Homoród patakban, amelyek túl gyors lefolyásúak és szezonális jellegűek ahhoz, hogy a hagyományos, szabványos mintavételi programok megfelelően detektálni tudják azokat. A standard havi vagy több hetes időközönként végzett vízminőség-ellenőrzés nem alkalmas ezeknek a szennyezési csúcsoknak a rögzítésére. A valós idejű monitoring rendszer alkalmazása azonban egyértelműen kimutatta, hogy a halgazdaság tevékenysége ismétlődő és jelentős vízminőségi problémákat okoz, különösen a foszforterhelés növekedésében.

Bizonyítottam, hogy a hagyományos, periodikus mintavételen és laboratóriumi méréseken alapuló vízminőség-ellenőrzési módszerek nem alkalmasak a gyorsan változó környezeti hatások és antropogén beavatkozások megfelelő nyomon követésére.

Az eredmények alapján megállapítható, hogy a felszíni vizek hatékony elemzéséhez elengedhetetlen a folyamatos és rendszeres monitoring, amely alapot biztosít a célzott kezelési stratégiák kidolgozásához.

A vízimadarak mint bioindikátorok kiemelt szerepet játszanak a Szűnyogszéki tavak tápanyagszintjének monitorozásában. Az ARIMA és PCR modellekkel végzett előrejelzések megerősítették, hogy a madárpopulációk dinamikája összefügg a tavak tápanyagszintjeinek változásaival.

Az autoregresszív integrált mozgóátlag (ARIMA) modell fejlesztésével **bizonyítottam**, hogy ezek az időbeli predikciós modellek alkalmasak a tavak vízminőségének előrejelzésére, a természetes változások, trendek, szezonális mintázatok becslésére és az anomáliák detektálására.

Az általam kidolgozott és adaptált módszerek pontos képet adtak a vízminőség változásairól. Az eredmények rávilágítottak, hogy a természetes folyamatok és az antropogén hatások elkülönítése elengedhetetlen a trofitás szabályozásához, külön figyelmet fordítva a táplálékhálózat dinamikájára és az oldott oxigénszint kritikus ingadozásaira.

Az NDVI elemzések alapján **megállapítottam**, hogy a tavak vegetációs aktivitásának csökkenése a száraz nyári és őszi időszakokban szignifikáns negatív hatást gyakorol a vízminőségre. Kutatási eredményeim **ráműtettek**, hogy egyes tavakban a vegetációs növekedés fokozott kockázatot jelenthet az algásodás szempontjából, ami a vízminőség romlásához vezethet.

Ezek az eredmények lehetőséget nyújtanak arra, hogy a vízimadarak jelenlétét és viselkedését integráljuk a vízminőségi előrejelzési rendszerekbe.

Összegzésképpen, a kutatásom **alátámasztotta**, hogy a valós idejű vízminőség monitoring adatok és az előrejelző modellek integrált alkalmazása hatékony és megbízható megoldást jelenthet a vízminőség hosszú távú fenntartásában, javításában.

A kidolgozott előrejelző módszerek bizonyították, hogy alkalmasak a döntéshozatal támogatására, a vizes élőhelyek gyors és hatékony kezelésében való alkalmazására, valamint az időjárási szélsőségek hatásainak mérséklésében.

A disszertációmban bemutatott módszereknek a hatékonysága [232] az integrált valós idejű adatgyűjtési és előrejelző modellalkalmazási rendszer kombinációjából adódik.

A kidolgozott előrejelző modellek alkalmazásával lehetővé válik a vízminőség jövőbeli változásainak proaktív kezelése, ami javítja a beavatkozások időzítését és hatékonyságát. Ezek a módszerek nemcsak a valós idejű adatokra építenek, hanem hatékony eszközt nyújtanak a vízgazdálkodási stratégiák hosszú távú eredményességének biztosításához [233]. Mindezek a tényezők alátámasztják a módszer gyakorlati alkalmazhatóságát és eredményességét, kiemelve annak hatékony felhasználását a vízgazdálkodási gyakorlatban.

Irodalomjegyzék

- [1] L. Tadić, E. A. Tamás, M. Mihaljević, and J. Janjić, “Potential Climate Impacts of Hydrological Alterations and Discharge Variabilities of the Mura, Drava, and Danube Rivers on the Natural Resources of the MDD UNESCO Biosphere Reserve,” *Climate*, vol. 10, no. 10, Oct. 2022, doi: 10.3390/CLI10100139.
- [2] I. M. Jánosi, T. Bíró, B. O. Lakatos, J. A. C. Gallas, and A. Szöllosi-Nagy, “Changing Water Cycle under a Warming Climate: Tendencies in the Carpathian Basin,” *Climate 2023, Vol. 11, Page 118*, vol. 11, no. 6, p. 118, May 2023, doi: 10.3390/CLI11060118.
- [3] A. J. Trájer, V. Sebestyén, E. Domokos, and J. Abonyi, “Indicators for climate change-driven urban health impact assessment,” *J Environ Manage*, vol. 323, Dec. 2022, doi: 10.1016/j.jenvman.2022.116165.
- [4] R. J. Cooper and K. M. Hiscock, “Two decades of the EU Water Framework Directive: Evidence of success and failure from a lowland arable catchment (River Wensum, UK),” *Science of the Total Environment*, vol. 869, Apr. 2023, doi: 10.1016/J.SCITOTENV.2023.161837.
- [5] E. Lengyel, C. Stenger-Kovács, G. Boros, T. J. K. Al-Imari, Z. Novák, and G. Bernát, “Anticipated impacts of climate change on the structure and function of phytoplankton in freshwater lakes,” *Environ Res*, vol. 238, p. 117283, Dec. 2023, doi: 10.1016/J.ENVRES.2023.117283.
- [6] R. Rizk *et al.*, “Does Lake Balaton affected by pollution? Assessment through surface water quality monitoring by using different assessment methods.,” *Saudi J Biol Sci*, vol. 28, no. 9, pp. 5250–5260, Sep. 2021, doi: 10.1016/j.sjbs.2021.05.039.
- [7] V. Sebestyén, J. Németh, T. Juzsakova, E. Domokos, Z. Kovács, and Á. Rédey, “Aquatic environmental assessment of Lake Balaton in the light of physical-chemical water parameters,” *Environ Sci Pollut Res Int*, vol. 24, no. 32, pp. 25355–25371, Nov. 2017, doi: 10.1007/S11356-017-0163-3.
- [8] Y. Sudriani, V. Sebestyén, and J. Abonyi, “Surface Water Monitoring Systems - The Importance of Integrating Information Sources for Sustainable Watershed Management,” *IEEE Access*, vol. 11, pp. 36421–36451, 2023, doi: 10.1109/ACCESS.2023.3263802.
- [9] IPCC *et al.*, “The Physical Science Basis Summary for Policymakers Technical Summary Frequently Asked Questions Glossary Part of the Working Group I Contribution to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change Edited by,” 2021. Accessed: Jul. 24, 2024. [Online]. Available: www.ipcc.ch
- [10] B. Petrie, “A review of combined sewer overflows as a source of wastewater-derived emerging contaminants in the environment and their management,” *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 28, no. 25, pp. 32095–32110, Jul. 2021, doi: 10.1007/S11356-021-14103-1/FIGURES/2.
- [11] S. E. Werners *et al.*, “Climate Change Adaptation in the Carpathian Mountain Region,” *Climate Change Adaptation Strategies - An Upstream-downstream Perspective*, pp. 79–99, Jan. 2016, doi: 10.1007/978-3-319-40773-9_5.
- [12] E. Lengyel, C. Stenger-Kovács, G. Boros, T. J. K. Al-Imari, Z. Novák, and G. Bernát, “Anticipated impacts of climate change on the structure and function of phytoplankton in freshwater lakes,” *Environ Res*, vol. 238, Dec. 2023, doi: 10.1016/J.ENVRES.2023.117283.

- [13] A. T. Pearse, A. J. Caven, D. M. Baasch, M. T. Bidwell, J. A. Conkin, and D. A. Brandt, “Flexible migration and habitat use strategies of an endangered waterbird during hydrological drought,” *Conserv Sci Pract*, vol. 6, no. 5, May 2024, doi: 10.1111/CSP2.13120.
- [14] E. Boros, A. Takács, P. Dobosy, and L. Vörös, “Extreme guantrophication by phosphorus in contradiction with the productivity of alkaline soda pan ecosystems,” *Science of the Total Environment*, vol. 793, Nov. 2021, doi: 10.1016/J.SCITOTENV.2021.148300.
- [15] E. Boros, K. V.-Balogh, L. Vörös, and Z. Horváth, “Multiple extreme environmental conditions of intermittent soda pans in the Carpathian Basin (Central Europe),” *Limnologica*, vol. 62, pp. 38–46, Jan. 2017, doi: 10.1016/J.LIMNO.2016.10.003.
- [16] N. M. Scherer, H. L. Gibbons, K. B. Stoops, and M. Muller, “Phosphorus loading of an urban lake by bird droppings,” *Lake Reserv Manag*, vol. 11, no. 4, pp. 317–327, 1995, doi: 10.1080/07438149509354213.
- [17] Sterbetz István, “A Balatonon telelő északi vadlúdtömegek ehxkrétumprodukcója ,” *Aquila* 99: 33–40. Accessed: Dec. 01, 2024. [Online]. Available: http://epa.oszk.hu/01600/01603/00079/pdf/Aquila_EPA-01603_1992_033-040.pdf
- [18] A. Báldi, “A vízimadarak tápanyagforgalmának jelentősége a Kis-Balaton II. Üteme vízminőségére irodalmi adatok alapján,” *TERMÉSZETVÉDELMI KÖZLEMÉNYEK* 1216-4585 2786-3506 9 pp. 277-286 2001. Accessed: Dec. 01, 2024. [Online]. Available: <https://m2.mtmt.hu/api/publication/1085683>
- [19] J. Juhász, G. Gere, R. Horváth, and S. Andrikovics, “AQUATIC BIRD ASSEMBLAGES AND THEIR FEEDING PARAMETERS ALONG THE RIVER CONTINUUM IN THE INNER RANGE OF CARPATHIAN BASIN IN HUNGARY,” 1997.
- [20] E. Boros, “Classification method for quantification of waterbird nutrient cycling guilds,” *MethodsX*, vol. 8, p. 101597, Jan. 2021, doi: 10.1016/J.MEX.2021.101597.
- [21] W. Kanownik, A. Policht-Latawiec, and W. Fudała, “Nutrient pollutants in surface water-assessing trends in drinking water resource quality for a regional city in central Europe,” *Sustainability (Switzerland)*, vol. 11, no. 7, Apr. 2019, doi: 10.3390/SU11071988.
- [22] D. V. Chapman and T. Sullivan, “The role of water quality monitoring in the sustainable use of ambient waters,” *One Earth*, vol. 5, no. 2, pp. 132–137, Feb. 2022, doi: 10.1016/J.ONEEAR.2022.01.008.
- [23] Á. Rédey, F. Husvéth, Z. Kovács, A. Utasi, and E. Domokos, “RELATION BETWEEN GLOBAL ENVIRONMENTAL ISSUES AND SURFACE WATER QUALITY,” *Egyptian Journal of Phycology*, vol. 11, no. 1, pp. 121–129, Dec. 2010, doi: 10.21608/EGYJS.2010.114912.
- [24] Ramsar Sites, “Ramsar Sites Information Service.” Accessed: Aug. 01, 2024. [Online]. Available: https://rsis.ramsar.org/ris-search?f%5B0%5D=regionCountry_en_ss%3ARomania&pagetab=2
- [25] Padisák J., *Általános limnológia*. 2005. Accessed: Jul. 25, 2024. [Online]. Available: <https://eltebook.hu/padisak-judit-altalanos-limnologia-844>
- [26] A. McIntosh and J. Pontius, “Global Water Resources,” *Case Studies for Integrating Science and the Global Environment*, pp. 113–254, Jan. 2017, doi: 10.1016/B978-0-12-801712-8.00002-0.

- [27] N. Singh, S. Kamboj, S. S. Siwal, A. L. Srivastav, and R. K. Naresh, “Toxic, non-toxic, and essential elements in drinking water: sources and associated health issues in rural Asia,” *Water Resources Management for Rural Development: Challenges and Mitigation*, pp. 171–190, Jan. 2024, doi: 10.1016/B978-0-443-18778-0.00012-X.
- [28] W. de Vries, L. Schulte-Uebbing, H. Kros, J. C. Voogd, and G. Louwagie, “Spatially explicit boundaries for agricultural nitrogen inputs in the European Union to meet air and water quality targets,” *Science of The Total Environment*, vol. 786, p. 147283, Sep. 2021, doi: 10.1016/J.SCITOTENV.2021.147283.
- [29] Z. Jolánkai, M. K. Kardos, and A. Clement, “Modification of the MONERIS nutrient emission model for a lowland country (Hungary) to support river basin management planning in the danube river basin,” *Water (Switzerland)*, vol. 12, no. 3, Mar. 2020, doi: 10.3390/W12030859.
- [30] Waterbase - Water Quality ICM, “Nitrate in rivers and groundwater- Nutrients in European water bodies — European Environment Agency,” 2022. Accessed: Aug. 14, 2024. [Online]. Available: https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/daviz/nitrate-in-groundwater-and-rivers-2#tab-chart_2
- [31] EC., “COMMISSION STAFF WORKING DOCUMENT Accompanying the document REPORT FROM THE COMMISSION TO THE COUNCIL AND THE EUROPEAN PARLIAMENT on the implementation of Council Directive 91/676/EEC concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources based on Member State reports for the period 2016–2019, SWD/2021/1001 final,” Oct. 2021, Accessed: Sep. 29, 2024. [Online]. Available: <https://op.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/d168a73d-2a8b-11ec-bd8e-01aa75ed71a1>
- [32] J. Padisák and L. Naselli-Flores, “Phytoplankton in extreme environments: importance and consequences of habitat permanency,” *Hydrobiologia*, vol. 848, no. 1, pp. 157–176, Jan. 2021, doi: 10.1007/s10750-020-04353-4.
- [33] WISE, “Surface water ecological status.” Accessed: Jul. 26, 2024. [Online]. Available: <https://water.europa.eu/freshwater/europe-freshwater/water-framework-directive/surface-water-ecological-status-pressures>
- [34] I. G. Hatvani, M. T. Dokulil, and A. Clement, “The Role of Wetlands in Mitigating Impacts From Diffuse Agricultural Loads,” *Encyclopedia of Inland Waters, Second Edition*, vol. 4, pp. 285–299, Jan. 2022, doi: 10.1016/B978-0-12-819166-8.00093-1.
- [35] S. Wuijts, H. F. Van Rijswick, P. P. Driessen, and H. A. Runhaar, “Moving forward to achieve the ambitions of the European Water Framework Directive: Lessons learned from the Netherlands,” *J Environ Manage*, vol. 333, May 2023, doi: 10.1016/j.jenvman.2023.117424.
- [36] Z. Kovács, “Vízgyűjtő specifikus folyamatos monitoring rendszer módszertani kidolgozása és vízminőség osztályozó algoritmus adaptálása és tesztelése felszíni vizekre,” Pannon Egyetem, Veszprém, 2018. doi: 10.18136/PE.2018.676.
- [37] “EU 2008/105 Az Európai Parlament és a Tanács 2008/105/EK irányelve (...)” Accessed: Jan. 06, 2025. [Online]. Available: <https://jogkodex.hu/doc/1267620>
- [38] “Végrehajtási határozat - 2015/495 - EN - EUR-Lex.” Accessed: Jan. 06, 2025. [Online]. Available: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/HU/TXT/?uri=CELEX:32015D0495>
- [39] *EU2013/39 Az Európai Parlament és a Tanács 2013/39/EU irányelve (...)* Accessed: Jan. 06, 2025. [Online]. Available: <https://jogkodex.hu/doc/7455760>

- [40] “Végrehajtási határozat - 2020/1161 - EN - EUR-Lex.” Accessed: Jan. 06, 2025. [Online]. Available: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/HU/TXT/?uri=CELEX:32020D1161>
- [41] J. C. Whitacre, “Gaps in gender reporting in National Reports of Convention on Wetlands of International Importance (2021–2022),” *Marine and Freshwater Research*, vol. 75, no. 6, Apr. 2024, doi: 10.1071/MF23116.
- [42] ICPDR, *Policy Guidance on Tackling Riverine Plastic Pollution in the Danube River Basin Policy Guidance on Tackling Riverine Plastic Pollution in the Danube River Basin FINAL REPORT Policy Guidance on Tackling Riverine Plastic Pollution in the Danube River Basin*. 2024.
- [43] L. Zaharia *et al.*, “Review of national methodologies for rivers’ hydromorphological assessment: A comparative approach in France, Romania, and Croatia,” *J Environ Manage*, vol. 217, pp. 735–746, Jul. 2018, doi: 10.1016/J.JENVMAN.2018.04.017.
- [44] K. Chen *et al.*, “Comparative analysis of surface water quality prediction performance and identification of key water parameters using different machine learning models based on big data,” *Water Res*, vol. 171, Mar. 2020, doi: 10.1016/J.WATRES.2019.115454.
- [45] H. Zuo, X. Gou, X. Wang, and M. Zhang, “A Combined Model for Water Quality Prediction Based on VMD-TCN-ARIMA Optimized by WSWOA,” *Water 2023, Vol. 15, Page 4227*, vol. 15, no. 24, p. 4227, Dec. 2023, doi: 10.3390/W15244227.
- [46] J. Németh *et al.*, “Methodology development on aquatic environmental assessment,” *Environ Sci Pollut Res Int*, vol. 24, no. 12, pp. 11126–11140, Apr. 2017, doi: 10.1007/S11356-016-7941-1.
- [47] M. Beck, E. Billoir, M. Floury, P. Usseglio-Polatera, and M. Danger, “A 34-year survey under phosphorus decline and warming: Consequences on stoichiometry and functional trait composition of freshwater macroinvertebrate communities,” *Science of The Total Environment*, vol. 858, p. 159786, Feb. 2023, doi: 10.1016/J.SCITOTENV.2022.159786.
- [48] EEA, “Nutrients in European water bodies | European Environment Agency’s home page.” Accessed: Sep. 17, 2024. [Online]. Available: <https://www.eea.europa.eu/en/analysis/maps-and-charts/nutrient-trends-in-european-water-2#references-and-footnotes>
- [49] G.D. 10/2010., “10/2010. (VIII. 18.) VM rendelet a felszíni víz vízszennyezettségi határértékeiről és azok alkalmazásának szabályairól - Hatályos Jogszabályok Gyűjteménye.” Accessed: Aug. 13, 2024. [Online]. Available: <https://net.jogtar.hu/jogszabaly?docid=A1000010.VM&searchUrl=/gyorskereso?keyword%3D10/2010>
- [50] D. V. Chapman, S. Warner, and C. Dickens, “Approaches to Water Monitoring,” pp. 1–11, 2021, doi: 10.1007/978-3-319-70061-8_96-1.
- [51] J. Kovács *et al.*, “Spatial optimization of monitoring networks on the examples of a river, a Lake-Wetland system and a Sub-Surface water system,” *Water Resources Management*, vol. 29, no. 14, pp. 5275–5294, Nov. 2015, doi: 10.1007/s11269-015-1117-5.
- [52] M. M. M. Syeed, M. S. Hossain, M. R. Karim, M. F. Uddin, M. Hasan, and R. H. Khan, “Surface water quality profiling using the water quality index, pollution index and statistical methods: A critical review,” *Environmental and Sustainability Indicators*, vol. 18, p. 100247, Jun. 2023, doi: 10.1016/J.INDIC.2023.100247.

- [53] M. I. H. Zaidi Farouk, Z. Jamil, and M. F. Abdul Latip, "Towards online surface water quality monitoring technology: A review," *Environ Res*, vol. 238, p. 117147, Dec. 2023, doi: 10.1016/J.ENVRES.2023.117147.
- [54] O. Saeed *et al.*, "Assessing surface water quality in Hungary's Danube basin using geochemical modeling, multivariate analysis, irrigation indices, and Monte Carlo simulation," *Sci Rep*, vol. 14, no. 1, Dec. 2024, doi: 10.1038/S41598-024-69312-8.
- [55] S. Ganguly and U. Bhan, *Remote Sensing and GIS Based Monitoring and Management of Coastal Aquifers and Ecosystem*, vol. Part F1186. 2023. doi: 10.1007/978-3-031-35279-9_8.
- [56] C. Karuppaiah, "Identification of vulnerable zone of surface water epidemiology using Remote Sensing and GIS techniques," p. 8984, Jun. 2021, doi: 10.3390/ECERPH-3-08984.
- [57] M. B. Sridhar and R. Sathyanathan, "Assessing the spatial impact of urbanization on surface water bodies using remote sensing and GIS," *IOP Conf Ser Mater Sci Eng*, vol. 912, no. 6, Sep. 2020, doi: 10.1088/1757-899X/912/6/062069.
- [58] E. N. Dragoi, Z. Kovács, T. Juzsakova, S. Curteanu, and I. Cretescu, "Environmental assesment of surface waters based on monitoring data and neuro-evolutive modelling," *Process Safety and Environmental Protection*, vol. 120, pp. 136–145, Nov. 2018, doi: 10.1016/j.psep.2018.07.021.
- [59] C. Glass and J. Silverstein, "Denitrification kinetics of high nitrate concentration water: pH effect on inhibition and nitrite accumulation," *Water Res*, vol. 32, no. 3, pp. 831–839, Mar. 1998, doi: 10.1016/s0043-1354(97)00260-1.
- [60] A. P. Mishra *et al.*, "Physicochemical Parameters of Water and Its Implications on Avifauna and Habitat Quality," *Sustainability 2023, Vol. 15, Page 9494*, vol. 15, no. 12, p. 9494, Jun. 2023, doi: 10.3390/SU15129494.
- [61] K. Lin, Y. Zhu, Y. Zhang, and H. Lin, "Determination of ammonia nitrogen in natural waters: Recent advances and applications," *Trends in Environmental Analytical Chemistry*, vol. 24, p. e00073, Oct. 2019, doi: 10.1016/J.TEAC.2019.E00073.
- [62] A. Khan, S. Khan, M. A. Khan, Z. Qamar, and M. Waqas, "The uptake and bioaccumulation of heavy metals by food plants, their effects on plants nutrients, and associated health risk: a review," *Environ Sci Pollut Res Int*, vol. 22, no. 18, pp. 13772–13799, Sep. 2015, doi: 10.1007/S11356-015-4881-0.
- [63] S. C. Chapra, L. A. Camacho, and G. B. McBride, "Impact of Global Warming on Dissolved Oxygen and BOD Assimilative Capacity of the World's Rivers: Modeling Analysis," *Water 2021, Vol. 13, Page 2408*, vol. 13, no. 17, p. 2408, Sep. 2021, doi: 10.3390/W13172408.
- [64] A. J. Ulseth, R. O. Hall, M. Boix Canadell, H. L. Madinger, A. Niayifar, and T. J. Battin, "Distinct air–water gas exchange regimes in low- and high-energy streams," *Nat Geosci*, vol. 12, no. 4, pp. 259–263, 2019, doi: 10.1038/s41561-019-0324-8.
- [65] E. S. Bernhardt *et al.*, "Light and flow regimes regulate the metabolism of rivers," *Proc Natl Acad Sci U S A*, vol. 119, no. 8, pp. 1–5, 2022, doi: 10.1073/pnas.2121976119.
- [66] S. C. Chapra, L. A. Camacho, and G. B. McBride, "Impact of global warming on dissolved oxygen and bod assimilative capacity of the world's rivers: Modeling analysis," *Water (Switzerland)*, vol. 13, no. 17, 2021, doi: 10.3390/w13172408.

- [67] W. Zhi, C. Klingler, J. Liu, and L. Li, “Widespread deoxygenation in warming rivers,” *Nat Clim Chang*, vol. 13, no. 10, pp. 1105–1113, 2023, doi: 10.1038/s41558-023-01793-3.
- [68] F. Pomázi and S. Baranya, “Comparative Assessment of Fluvial Suspended Sediment Concentration Analysis Methods,” *Water 2020*, Vol. 12, Page 873, vol. 12, no. 3, p. 873, Mar. 2020, doi: 10.3390/W12030873.
- [69] “Turbidity and Water | U.S. Geological Survey.” Accessed: Jan. 07, 2025. [Online]. Available: <https://www.usgs.gov/special-topics/water-science-school/science/turbidity-and-water>
- [70] L. Vas and E. A. Tamás, “Surrogate Method for Suspended Sediment Concentration Monitoring on the Alluvial Reach of the River Danube (Baja, Hungary),” *Applied Sciences (Switzerland)*, vol. 13, no. 10, May 2023, doi: 10.3390/APP13105826.
- [71] EEA, “Biochemical oxygen demand in European rivers — European Environment Agency,” 2023. Accessed: Aug. 14, 2024. [Online]. Available: https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/daviz/bod-rivers-5#tab-chart_1
- [72] N. A. Sereciak, E. E. Prepas, and G. J. Putz, *Eutrophication of Freshwater Systems*, 2nd ed., vol. 11. Elsevier Ltd., 2013. doi: 10.1016/B978-0-08-095975-7.00908-6.
- [73] B. A. Cox, “A review of dissolved oxygen modelling techniques for lowland rivers,” *Science of the Total Environment*, vol. 314–316, pp. 303–334, 2003, doi: 10.1016/S0048-9697(03)00062-7.
- [74] D. M. DiToro, *Sediment flux modeling*, Wiley-Inte. New York, 2001.
- [75] American Public Health Association (APHA), *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 23rd ed. APHA:Washington, DC, USA, 2017.
- [76] S. C. Chapra and R. L. Runkel, “Modeling Impact of Storage Zones on Stream Dissolved Oxygen,” *Journal of Environmental Engineering*, vol. 125, no. 5, pp. 415–419, May 1999, doi: 10.1061/(ASCE)0733-9372(1999)125:5(415).
- [77] R. E. Tuerena *et al.*, “Nutrient pathways and their susceptibility to past and future change in the Eurasian Arctic Ocean,” *Ambio*, vol. 51, no. 2, p. 355, Feb. 2022, doi: 10.1007/S13280-021-01673-0.
- [78] A. Európai Unió Kiadóhivatala L- and L. Luxemburg, “Az Európai Parlament és a Tanács (EU) 2024/1991 rendelete (2024. június 24.) a természet helyreállításáról és az (EU) 2022/869 rendelet módosításáról (EGT-vonatkozású szöveg)”, Accessed: Jan. 07, 2025. [Online]. Available: <http://data.europa.eu/eli/reg/2024/1991/oj>
- [79] M. Finlayson *et al.*, “Citation: Ramsar Convention on Wetlands,” 2018.
- [80] D. Pavón-Jordán *et al.*, “Climate-driven changes in winter abundance of a migratory waterbird in relation to EU protected areas,” *Divers Distrib*, vol. 21, no. 5, pp. 571–582, May 2015, doi: 10.1111/DDI.12300.
- [81] Csörgő Tibor *et al.*, *Magyar madárvonulási atlasz*. Kossuth Kiadó, 2009.
- [82] “31/2004. (XII. 30.) KvVM rendelet a felszíni vizek megfigyelésének és állapotértékelésének egyes szabályairól - Hatályos Jogszabályok Gyűjteménye.” Accessed: Jan. 07, 2025. [Online]. Available: <https://net.jogtar.hu/jogszabaly?docid=a0400031.kvv>
- [83] “103/2023. (XII. 29.) BM rendelet - Nemzeti Jogszabálytár.” Accessed: Jan. 07, 2025. [Online]. Available: <https://njt.hu/jogszabaly/2023-103-20-0A>
- [84] “LEGE 122 10/07/2020 - Portal Legislativ.” Accessed: Jan. 07, 2025. [Online]. Available: <https://legislatie.just.ro/Public/DetaliuDocument/227778>

- [85] “LEGE (A) 107 25/09/1996 - Portal Legislativ.” Accessed: Jan. 07, 2025. [Online]. Available: <https://legislatie.just.ro/Public/DetaliiDocumentAfis/225759>
- [86] I. Cretescu *et al.*, “Danube Delta: Water Management on the Sulina Channel in the Frame of Environmental Sustainability,” *River Deltas Research - Recent Advances*, Oct. 2022, doi: 10.5772/INTECHOPEN.97877.
- [87] P. Dobriyal, R. Badola, C. Tuboi, and S. A. Hussain, “A review of methods for monitoring streamflow for sustainable water resource management,” *Appl Water Sci*, vol. 7, no. 6, pp. 2617–2628, Oct. 2017, doi: 10.1007/s13201-016-0488-y.
- [88] “ORDIN 161 16/02/2006 - Portal Legislativ.” Accessed: Jan. 10, 2025. [Online]. Available: <https://legislatie.just.ro/Public/DetaliiDocumentAfis/72574>
- [89] “NORMATIV 16/02/2006 - Portal Legislativ.” Accessed: Jan. 10, 2025. [Online]. Available: <https://legislatie.just.ro/Public/DetaliiDocumentAfis/74255>
- [90] E. Domokos, “Környezetinformatika II. Pannon Egyetem-Környezetmérnöki Intézet,” 2012.
- [91] Dévai György, “A vizes élőhelyek típusai, sajátosságai és megőrzésük lehetőségei,” 2018.
- [92] Q. Yang *et al.*, “Climate change will pose challenges to water quality management in the st. Croix River basin,” *Environmental Pollution*, vol. 251, pp. 302–311, Aug. 2019, doi: 10.1016/J.ENVPOL.2019.04.129.
- [93] P. Gleick, G. F. White, E. Pacific Institute for Studies in Development, and Stockholm Environment Institute., “Water in crisis : a guide to the world’s fresh water resources,” p. 473, 1993, Accessed: Jul. 09, 2024. [Online]. Available: <https://search.worldcat.org/title/26400228>
- [94] A. J. Hamer *et al.*, “Hydrology is a major influence on amphibian abundance in a large European floodplain,” *Freshw Biol*, vol. 68, no. 8, pp. 1303–1318, Aug. 2023, doi: 10.1111/FWB.14104.
- [95] R. Harasztiné Hargitai, V. Sebestyén, and V. Somogyi, “Potential water reuse pathways from a life cycle analysis perspective in the poultry industry,” *Journal of Water Process Engineering*, vol. 64, p. 105577, Jul. 2024, doi: 10.1016/j.jwpe.2024.105577.
- [96] Y. Xie, Z. Sha, and M. Yu, “Remote sensing imagery in vegetation mapping: a review,” *Journal of Plant Ecology*, vol. 1, no. 1, pp. 9–23, Mar. 2008, doi: 10.1093/JPE/RTM005.
- [97] R. Khalil, M. S. Khan, Y. Hasan, N. Nacer, and S. Khan, “Supervised NDVI Composite Thresholding for Arid Region Vegetation Mapping,” *Engineering, Technology and Applied Science Research*, vol. 14, no. 3, pp. 14420–14427, Jun. 2024, doi: 10.48084/ETASR.7202.
- [98] M. Mahdian *et al.*, “Modelling impacts of climate change and anthropogenic activities on inflows and sediment loads of wetlands: case study of the Anzali wetland,” *Sci Rep*, vol. 13, no. 1, Dec. 2023, doi: 10.1038/S41598-023-32343-8.
- [99] M. Teresa, F. Piedade, F. Wittmann, J. Schöngart, W. J. Junk, and P. Parolin, “Wetlands Ecosystems,” *Encyclopedia of Biodiversity, Third Edition: Volume 1-7*, pp. V1-581-V1-599, Jan. 2024, doi: 10.1016/B978-0-12-822562-2.00158-4.
- [100] J. Melbourne-Thomas *et al.*, “Building capacity for climate adaptation planning in protected area management: Options and challenges for World Heritage,” *Biol Conserv*, vol. 290, Feb. 2024, doi: 10.1016/J.BIOCON.2024.110459.
- [101] P. Tóth, B. Levente Tarcsay, Z. Kovács, D. Traian Ionescu, S. Németh, and E. Domokos, “Assessment of the correlation between the nutrient load from migratory bird excrement and water quality by principal component analysis in a

- freshwater habitat,” *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 30, pp. 66033–66049, 2023, doi: 10.1007/s11356-023-27065-3.
- [102] M. E. Mondejar *et al.*, “Digitalization to achieve sustainable development goals: Steps towards a Smart Green Planet,” *Science of the Total Environment*, vol. 794, Nov. 2021, doi: 10.1016/J.SCITOTENV.2021.148539.
- [103] N. Seddon *et al.*, “Getting the message right on nature-based solutions to climate change,” *Glob Chang Biol*, vol. 27, no. 8, pp. 1518–1546, Apr. 2021, doi: 10.1111/GCB.15513.
- [104] C. M. R. Almeida, T. Azevedo, and L. Guimarães, “Constructed wetlands as nature based solutions – hands-on activities to highlight their potential to minimize ocean pollution,” *J Coast Conserv*, vol. 28, no. 2, p. 42, Apr. 2024, doi: 10.1007/s11852-024-01044-3.
- [105] B. S. Heitzman *et al.*, “Duckweed application in nature-based system for water phytoremediation and high-value coproducts at family agrisystem from a circular economy perspective,” *Science of the Total Environment*, vol. 919, p. 170714, Apr. 2024, doi: 10.1016/j.scitotenv.2024.170714.
- [106] G. Gupta, H. Thakur, A. Dhar, and S. Garg, “Effect of nanobubble injector-based aeration on the performance of wastewater treatment plant,” *Journal of Environmental Engineering (United States)*, vol. 150, no. 4, p. 04024006, Apr. 2024, doi: 10.1061/JOEEDU.EEENG-7576.
- [107] C. Sun *et al.*, “Mechanisms and Applications of Nature-Based Solutions for Stormwater Control in the Context of Climate Change: A Review,” *Atmosphere (Basel)*, vol. 15, no. 4, p. 403, Apr. 2024, doi: 10.3390/atmos15040403.
- [108] A. M. Paruch and L. Paruch, “Current status of microbial source tracking applications in constructed wetlands serving as nature-based solutions for water management and wastewater treatment,” *Environmental Pollution*, vol. 351, p. 124076, Jun. 2024, doi: 10.1016/J.ENVPOL.2024.124076.
- [109] *Nature-based solutions to address global societal challenges*. IUCN International Union for Conservation of Nature, 2016. doi: 10.2305/iucn.ch.2016.13.en.
- [110] C. S. S. Ferreira, K. Potočki, M. Kapović-Solomun, and Z. Kalantari, “Nature-Based Solutions for Flood Mitigation and Resilience in Urban Areas,” *Handbook of Environmental Chemistry*, vol. 107, pp. 59–78, 2022, doi: 10.1007/698_2021_758/FIGURES/3.
- [111] X. Fang, J. Li, Q. Ma, R. Zhou, and S. Du, “A quantitative review of nature-based solutions for urban sustainability (2016–2022): From science to implementation,” *Science of the Total Environment*, vol. 927, Jun. 2024, doi: 10.1016/J.SCITOTENV.2024.172219.
- [112] WISE, “Surface water bodies: Chemical status (2nd and 1st RBMP), by category [chart].” Accessed: Aug. 04, 2024. [Online]. Available: <https://water.europa.eu/freshwater/resources/metadata/dashboards/chemical-status/surface-water-bodies-chemical-status-2nd-and-1st-rbmp-by-category-chart>
- [113] N. C. Davidson, C. M. Finlayson, and E. Fluet-Chouinard, “The extent and distribution of the world’s wetlands,” *Ramsar Wetlands: Values, Assessment, Management*, pp. 91–114, Jan. 2023, doi: 10.1016/B978-0-12-817803-4.00006-1.
- [114] S. T. A. Pickett, V. T. Parker, and P. L. Fiedler, “The New Paradigm in Ecology: Implications for Conservation Biology Above the Species Level,” *Conservation Biology*, pp. 65–88, 1992, doi: 10.1007/978-1-4684-6426-9_4.
- [115] N. Huang, R. Ge, C. Ma, and P. Liu, “Evidence of degradation and disappearance of Ramsar Wetland No. 1148 (Chinese Relict Gull Nature Reserve) due to anthropogenic disturbance and climate change on the ORDOS Plateau for nearly

- half a century,” *Ecol Indic*, vol. 158, p. 111418, Jan. 2024, doi: 10.1016/J.ECOLIND.2023.111418.
- [116] Szabó Z., Komáromi I., Domşa C., Bugariu S., and Daróczi Sz., *Ghid standard de monitorizare a speciilor de păsări de interes comunitar din românia*. Bucuresti: NOI MEDIA PRINT, 2014.
- [117] T. Szép, “A madármonitorozás új módszerei és lehetőségei,” *Ornis Hungarica 10: 1-16.2000*, 2000, Accessed: Aug. 02, 2024. [Online]. Available: http://ornis.hu/articles/OrnisHungarica_vol10_p1-16.pdf
- [118] M. C. A. M. DT Ionescu, “New insights into fall passage ecology and behaviour of black storks (*Ciconia nigra*) at Dumbrăvița fishing complex (central Romania),” *North West J Zool*, vol. 15, pp. 101–106, 2019.
- [119] H. Somura, T. Masunaga, Y. Mori, I. Takeda, J. Ide, and H. Sato, “Estimation of nutrient input by a migratory bird, the Tundra Swan (*Cygnus columbianus*), to winter-flooded paddy fields,” *Agric Ecosyst Environ*, vol. 199, pp. 1–9, Jan. 2015, doi: 10.1016/j.agee.2014.07.018.
- [120] J. J. D. Furness, R.W. and Greenwood, *Birds as Monitors of Environmental Change*. Chapman & Hall, London, 1993. doi: <http://dx.doi.org/10.1007/978-94-015-1322-7>.
- [121] S. Tibor, N. Főiskola, K. Margóczy, T. Albert, and B. András, “Biodiverzitás Monitorozás Szerzők.” [Online]. Available: <http://www.golya.mme.hu/>
- [122] “The Migration Ecology of Birds.”
- [123] R. D. Gregory *et al.*, “Developing indicators for European birds,” *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, vol. 360, no. 1454, pp. 269–288, 2005, doi: 10.1098/rstb.2004.1602.
- [124] J. Reiff *et al.*, “Permaculture enhances carbon stocks, soil quality and biodiversity in Central Europe,” *Commun Earth Environ*, vol. 5, no. 1, Dec. 2024, doi: 10.1038/s43247-024-01405-8.
- [125] A. Chagnon-Lafortune *et al.*, “A circumpolar study unveils a positive non-linear effect of temperature on arctic arthropod availability that may reduce the risk of warming-induced trophic mismatch for breeding shorebirds,” *Glob Chang Biol*, vol. 30, no. 6, Jun. 2024, doi: 10.1111/GCB.17356.
- [126] M. G. Anderson *et al.*, “The migratory bird treaty and a century of waterfowl conservation,” *Journal of Wildlife Management*, vol. 82, no. 2, pp. 247–259, Feb. 2018, doi: 10.1002/JWVG.21326.
- [127] L. C. Naves and J. L. Schamber, “Harvest of waterfowl and Sandhill Crane in rural Alaska: Geographic and seasonal patterns,” *PLoS One*, vol. 19, no. 7, p. e0307135, Jul. 2024, doi: 10.1371/JOURNAL.PONE.0307135.
- [128] Pertti. Koskimies and R. A. . Väisänen, “Monitoring bird populations : a manual of methods applied in Finland,” p. 143, 1991, Accessed: Jan. 11, 2025. [Online]. Available: https://books.google.com/books/about/Monitoring_Bird_Populations.html?hl=ro&id=DsvwAAAAMAAJ
- [129] R. A. Stillman *et al.*, “Predicting impacts of food competition, climate, and disturbance on a long-distance migratory herbivore,” *Ecosphere*, vol. 12, no. 3, Mar. 2021, doi: 10.1002/ECS2.3405.
- [130] J. Burger, “Estuarine and Coastal Birds, Climate Change, and Sea-Level Rise,” *Climate Change and Estuaries*, pp. 507–534, Jan. 2023, doi: 10.1201/9781003126096-27.
- [131] K. L. Velásquez-C, O. Pérez-Maqueo, R. Guevara, L. D. Verde Arregoitia, and M. Munguía-Carrara, “A systematic review of the role of terrestrial vertebrates in

- ecological integrity assessment,” *Environmental and Sustainability Indicators*, vol. 23, 2024, doi: 10.1016/j.indic.2024.100426.
- [132] D. Wang, G. Wu, Z. Xu, L. Liang, J. Liu, and G. Qiu, “Compound-specific nitrogen isotope of amino acids: Toward an improved understanding of mercury trophic transfer in different habitats,” *J Hazard Mater*, vol. 475, p. 134927, Aug. 2024, doi: 10.1016/j.jhazmat.2024.134927.
- [133] E. R. Alexandrino *et al.*, “Bird based Index of Biotic Integrity: Assessing the ecological condition of Atlantic Forest patches in human-modified landscape,” *Ecol Indic*, vol. 73, pp. 662–675, Feb. 2017, doi: 10.1016/j.ecolind.2016.10.023.
- [134] Katona József, V. Zsolt, V. Petra, and Z. Tamás, “Hortobágyi vizes élőhelyek értékelése a vonuló vízimadarak tekintetében,” 2020. [Online]. Available: www.hnp.hu;
- [135] E. Boros, A. Takács, P. Dobosy, and L. Vörös, “Extreme guanotrophication by phosphorus in contradiction with the productivity of alkaline soda pan ecosystems,” *Sci Total Environ*, vol. 793, p. 148300, Nov. 2021, doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.148300.
- [136] A. Bálint, C. Moskát, and T. Szép, *NEMZETI BIODIVERZITÁS-MONITOROZÓ RENDSZER IX. Madarak*. 1997.
- [137] G. Gere and S. Andrikovics, “Effects of waterfowl on water quality,” *Hydrobiologia*, vol. 243–244, no. 1, pp. 445–448, Oct. 1992, doi: 10.1007/BF00007061.
- [138] S. Adhurya, S. Das, and S. Ray, “Simulating the effects of aquatic avifauna on the Phosphorus dynamics of aquatic systems,” *Ecol Modell*, vol. 445, Apr. 2021, doi: 10.1016/j.ecolmodel.2021.109495.
- [139] R. Gwiazda, “Contribution of water birds to nutrient loading to the ecosystem of mesotrophic reservoir,” *Polish J Ecol*, vol. 44, pp. 289–297, 1996.
- [140] E. Boros, L. Forró, G. Gere, and †andrikovics, “THE ROLE OF AQUATIC BIRDS IN THE REGULATION OF TROPHIC RELATIONSHIPS OF CONTINENTAL SODA PANS IN HUNGARY,” 2008.
- [141] L. Vörös, B. Somogyi, and E. Boros, “BIRDS CAUSE NET HETEROTROPHY IN SHALLOW LAKES,” 2008.
- [142] L. Marion, P. Clergeau, L. Brient, and G. Bertru, “The importance of avian-contributed nitrogen (N) and phosphorus (P) to Lake Grand-Lieu, France,” *Hydrobiologia*, vol. 279–280, no. 1, pp. 133–147, Apr. 1994, doi: 10.1007/BF00027848.
- [143] Bert Higler and Hein van Kleef, “Caddis larvae in a Dutch lowland stream,” *Proceedings of the Third International Symposium on Trichoptera, Perugia, Italy*, pp. 127–128, 1981.
- [144] R. Morkune, J. Petkuvienė, M. Bružas, J. Morkunas, and M. Bartoli, “Monthly abundance patterns and the potential role of waterbirds as phosphorus sources to a hypertrophic baltic lagoon,” *Water (Switzerland)*, vol. 12, no. 5, May 2020, doi: 10.3390/W12051392.
- [145] E. Boros, “Classification method for quantification of waterbird nutrient cycling guilds,” *MethodsX*, vol. 8, Jan. 2021, doi: 10.1016/j.mex.2021.101597.
- [146] S. Adhurya and S. Ray, “Scenario analysis with a simulation model of the effect of waterbirds on phosphorus dynamics of a shallow freshwater ecosystem,” *Environmental Challenges*, vol. 9, Dec. 2022, doi: 10.1016/j.envc.2022.100618.
- [147] N. Akhtar *et al.*, “Modification of the water quality index (Wqi) process for simple calculation using the multi-criteria decision-making (mcdm) method: A review,” *Water (Switzerland)*, vol. 13, no. 7, Apr. 2021, doi: 10.3390/W13070905.

- [148] Horton RK, "An index-number system for rating water quality," *J Water Pollut Con F.*, vol. 1965;37:292–315, 1965.
- [149] Brown R.M., N. I. McClelland, R. A. Deininger, and Tozer R.G., "A Water Quality Index—Do We Dare?," *Water & Sewage Works.* (1970). vol.117, Pp. 339-343. Accessed: Aug. 05, 2024. [Online]. Available: https://www.scirp.org/reference/referencespapers?referenceid=148836&utm_campaign=17283859093&utm_source=lixiaofang&utm_medium=adwords&utm_term=&utm_content=_c___20341_9040252_&gad_source=1&gbraid=0AAAAADqmM3zuHgN8W7tQ8nGSTwqoYTHdP&gclid=Cj0KCQjw8MG1BhCoARIsAHxSiQnMqY3ehVsNjKvJ8-d4hPIWXX8MSGNMQ7wN_Qo1CYWwR6TEKf4V-GEaAiW3EALw_wcB
- [150] S. H. Dinius, "DESIGN OF AN INDEX OF WATER QUALITY1," *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, vol. 23, no. 5, pp. 833–843, Oct. 1987, doi: 10.1111/J.1752-1688.1987.TB02959.X.
- [151] N. Akhtar *et al.*, "Modification of the water quality index (Wqi) process for simple calculation using the multi-criteria decision-making (mcdm) method: A review," *Water (Switzerland)*, vol. 13, no. 7, Apr. 2021, doi: 10.3390/W13070905.
- [152] S. Chidiac, P. El Najjar, N. Ouaini, Y. El Rayess, and D. El Azzi, "A comprehensive review of water quality indices (WQIs): history, models, attempts and perspectives," *Rev Environ Sci Biotechnol*, vol. 22, no. 2, p. 349, Jun. 2023, doi: 10.1007/S11157-023-09650-7.
- [153] M. M. M. Syeed, M. S. Hossain, M. R. Karim, M. F. Uddin, M. Hasan, and R. H. Khan, "Surface water quality profiling using the water quality index, pollution index and statistical methods: A critical review," *Environmental and Sustainability Indicators*, vol. 18, Jun. 2023, doi: 10.1016/J.INDIC.2023.100247.
- [154] H. Moeinzadeh, K. T. Yong, and A. Withana, "A critical analysis of parameter choices in water quality assessment," *Water Res*, vol. 258, Jul. 2024, doi: 10.1016/J.WATRES.2024.121777.
- [155] S. Chidiac, P. El Najjar, N. Ouaini, Y. El Rayess, and D. El Azzi, "A comprehensive review of water quality indices (WQIs): history, models, attempts and perspectives," *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology 2023* 22:2, vol. 22, no. 2, pp. 349–395, Mar. 2023, doi: 10.1007/S11157-023-09650-7.
- [156] "Canadian Environmental Quality Guidelines Canadian Council of Ministers of the Environment," 2017, Accessed: Jul. 31, 2024. [Online]. Available: http://www.ccme.ca/en/resources/canadian_environmental_quality_guidelines/calculators.html.
- [157] B. Q. Lap *et al.*, "Predicting Water Quality Index (WQI) by feature selection and machine learning: A case study of An Kim Hai irrigation system," *Ecol Inform*, vol. 74, p. 101991, May 2023, doi: 10.1016/J.ECOINF.2023.101991.
- [158] M. G. Uddin, S. Nash, A. Rahman, and A. I. Olbert, "Assessing optimization techniques for improving water quality model," *J Clean Prod*, vol. 385, p. 135671, Jan. 2023, doi: 10.1016/J.JCLEPRO.2022.135671.
- [159] S. H. Ewaid, S. A. Abed, and S. A. Kadhum, "Predicting the Tigris River water quality within Baghdad, Iraq by using water quality index and regression analysis," *Environ Technol Innov*, vol. 11, pp. 390–398, Aug. 2018, doi: 10.1016/J.ETI.2018.06.013.
- [160] A. N. Gorban and A. Y. Zinovyev, "PCA and K-Means Decipher Genome BT - Principal Manifolds for Data Visualization and Dimension Reduction," pp. 309–323, 2008.

- [161] I. Jolliffe, "Principal Component Analysis," *Encyclopedia of Statistics in Behavioral Science*, Apr. 2005, doi: 10.1002/0470013192.BSA501.
- [162] X. Zhu *et al.*, "Feature Selection Based on Principal Component Regression for Underwater Source Localization by Deep Learning," *Remote Sensing 2021, Vol. 13, Page 1486*, vol. 13, no. 8, p. 1486, Apr. 2021, doi: 10.3390/RS13081486.
- [163] S. Kawano, H. Fujisawa, T. Takada, and T. Shiroishi, "Sparse principal component regression with adaptive loading," *Comput Stat Data Anal*, vol. 89, pp. 192–203, Sep. 2015, doi: 10.1016/j.csda.2015.03.016.
- [164] I. Jolliffe, "Principal Component Analysis," *Encyclopedia of Statistics in Behavioral Science*, Apr. 2005, doi: 10.1002/0470013192.BSA501.
- [165] B. De Ketelaere, M. Hubert, and E. Schmitt, "Overview of PCA-based statistical process-monitoring methods for time-dependent, high-dimensional data," *Journal of Quality Technology*, vol. 47, no. 4, pp. 318–335, Oct. 2015, doi: 10.1080/00224065.2015.11918137.
- [166] I. Jolliffe, "Principal Component Analysis," *International Encyclopedia of Statistical Science*, pp. 1094–1096, 2011, doi: 10.1007/978-3-642-04898-2_455.
- [167] G. Timár, G. Jakab, and B. Székely, "A Step from Vulnerability to Resilience: Restoring the Landscape Water-Storage Capacity of the Great Hungarian Plain—An Assessment and a Proposal," *Land 2024, Vol. 13, Page 146*, vol. 13, no. 2, p. 146, Jan. 2024, doi: 10.3390/LAND13020146.
- [168] C. Birkett, "Global remote sensing of lakes, wetlands and rivers for hydrological and climate research," *International Geoscience and Remote Sensing Symposium (IGARSS)*, vol. 3, pp. 1979–1981, 1995, doi: 10.1109/igarss.1995.524084.
- [169] S. K. Muroi, E. Bertone, N. Cartwright, and F. Alvarez, "Hybrid one-line/ 2DH model of submerged breakwater for coastal protection," *Environmental Modelling & Software*, vol. 172, p. 105897, Jan. 2024, doi: 10.1016/J.ENVSOF.2023.105897.
- [170] D. D. Truong, D. Q. Tri, and N. C. Don, "The impact of waves and tidal currents on the sediment transport at the sea port," *Civil Engineering Journal (Iran)*, vol. 7, no. 10, pp. 1634–1649, Oct. 2021, doi: 10.28991/CEJ-2021-03091749.
- [171] R. Zou, Y. Li, L. Zhao, and Y. Liu, "Exploring the Mechanism of Catastrophic Regime Shift in a Shallow Plateau Lake: A Three-Dimensional Water Quality Modeling Approach," *Developments in Environmental Modelling*, vol. 26, pp. 411–435, Jan. 2014, doi: 10.1016/B978-0-444-63249-4.00016-6.
- [172] J. Liu, P. Wang, D. Jiang, J. Nan, and W. Zhu, "An integrated data-driven framework for surface water quality anomaly detection and early warning," *J Clean Prod*, vol. 251, Apr. 2020, doi: 10.1016/J.JCLEPRO.2019.119145.
- [173] N. S. Jaddi and S. Abdullah, "A cooperative-competitive master-slave global-best harmony search for ANN optimization and water-quality prediction," *Applied Soft Computing Journal*, vol. 51, pp. 209–224, Feb. 2017, doi: 10.1016/J.ASOC.2016.12.011.
- [174] S. Liu, H. Tai, Q. Ding, D. Li, L. Xu, and Y. Wei, "A hybrid approach of support vector regression with genetic algorithm optimization for aquaculture water quality prediction," *Math Comput Model*, vol. 58, no. 3–4, pp. 458–465, Aug. 2013, doi: 10.1016/J.MCM.2011.11.021.
- [175] E. Ghaemi, M. Tabesh, and S. Nazif, "Improving the ARIMA Model Prediction for Water Quality Parameters of Urban Water Distribution Networks (Case Study: CANARY Dataset)," *Int J Environ Res*, vol. 16, no. 6, pp. 1–10, Dec. 2022, doi: 10.1007/S41742-022-00482-X/FIGURES/4.

- [176] W. Deng, G. Wang, X. Zhang, Y. Guo, and G. Li, "Water quality prediction based on a novel hybrid model of ARIMA and RBF neural network," *CCIS 2014 - Proceedings of 2014 IEEE 3rd International Conference on Cloud Computing and Intelligence Systems*, pp. 33–40, 2014, doi: 10.1109/CCIS.2014.7175699.
- [177] J. Bi, Y. Lin, Q. Dong, H. Yuan, and M. C. Zhou, "Large-scale water quality prediction with integrated deep neural network," *Inf Sci (N Y)*, vol. 571, pp. 191–205, Sep. 2021, doi: 10.1016/J.INS.2021.04.057.
- [178] Y. Chen, L. Song, Y. Liu, L. Yang, and D. Li, "A Review of the Artificial Neural Network Models for Water Quality Prediction," *Applied Sciences 2020, Vol. 10, Page 5776*, vol. 10, no. 17, p. 5776, Aug. 2020, doi: 10.3390/APP10175776.
- [179] J. Kaur, K. S. Parmar, and S. Singh, "Autoregressive models in environmental forecasting time series: a theoretical and application review," *Environmental Science and Pollution Research 2023 30:8*, vol. 30, no. 8, pp. 19617–19641, Jan. 2023, doi: 10.1007/S11356-023-25148-9.
- [180] X. Wang, W. Tian, and Z. Liao, "Statistical comparison between SARIMA and ANN's performance for surface water quality time series prediction," *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 28, no. 25, pp. 33531–33544, Jul. 2021, doi: 10.1007/S11356-021-13086-3/FIGURES/11.
- [181] P. Sharma, F. Fathian, D. Machiwal, S. R. Bhakar, and S. D. Sharma, "Comparison of Hybrid LSTAR-GARCH Model with Conventional Stochastic and Artificial-Intelligence Models to Estimate Monthly Streamflow," *Water Resources Management*, vol. 38, no. 10, pp. 3685–3705, Aug. 2024, doi: 10.1007/S11269-024-03834-8/FIGURES/6.
- [182] S. Zhou, C. Song, J. Zhang, W. Chang, W. Hou, and L. Yang, "A Hybrid Prediction Framework for Water Quality with Integrated W-ARIMA-GRU and LightGBM Methods," *Water 2022, Vol. 14, Page 1322*, vol. 14, no. 9, p. 1322, Apr. 2022, doi: 10.3390/W14091322.
- [183] R. Xu, Q. Xiong, H. Yi, C. Wu, and J. Ye, "Research on water quality prediction based on SARIMA-LSTM: A case study of beilun estuary," *Proceedings - 21st IEEE International Conference on High Performance Computing and Communications, 17th IEEE International Conference on Smart City and 5th IEEE International Conference on Data Science and Systems, HPCC/SmartCity/DSS 2019*, pp. 2183–2188, Aug. 2019, doi: 10.1109/HPCC/SMARTCITY/DSS.2019.00302.
- [184] D. Ömer Faruk, "A hybrid neural network and ARIMA model for water quality time series prediction," *Eng Appl Artif Intell*, vol. 23, no. 4, pp. 586–594, Jun. 2010, doi: 10.1016/J.ENGAPPAL.2009.09.015.
- [185] J. Wu and Z. Wang, "A Hybrid Model for Water Quality Prediction Based on an Artificial Neural Network, Wavelet Transform, and Long Short-Term Memory," *Water (Switzerland)*, vol. 14, no. 4, Feb. 2022, doi: 10.3390/W14040610.
- [186] M. S. Lola *et al.*, "Improving the performance of Ann-Arima models for predicting water quality in the offshore area of Kuala Terengganu, Terengganu, Malaysia," *J Sustain Sci Manag*, vol. 13, no. 1, pp. 27–37, Jun. 2018.
- [187] M. K. Abdel-Fattah, A. Mokhtar, and A. I. Abdo, "Application of neural network and time series modeling to study the suitability of drain water quality for irrigation: a case study from Egypt," *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 28, no. 1, pp. 898–914, Jan. 2021, doi: 10.1007/S11356-020-10543-3.
- [188] J. Qie, J. Yuan, G. Wang, X. Zhang, B. Zhou, and W. Deng, "Water Quality Prediction Based on an Improved ARIMA- RBF Model Facilitated by Remote

- Sensing Applications,” *Lecture Notes in Computer Science (including subseries Lecture Notes in Artificial Intelligence and Lecture Notes in Bioinformatics)*, vol. 9436, pp. 470–481, 2015, doi: 10.1007/978-3-319-25754-9_41.
- [189] M. Dastorani, M. Mirzavand, M. T. Dastorani, and H. Khosravi, “Simulation and prediction of surface water quality using stochastic models,” *Sustain Water Resour Manag*, vol. 6, no. 4, Aug. 2020, doi: 10.1007/S40899-020-00430-7.
- [190] DCA 2000-60-CE, “Planul național de management actualizat aferent porțiunii din bazinul hidrografic internațional al fluviului Dunărea care este cuprinsă în teritoriul României,” 2021.
- [191] B. Antonescu *et al.*, “Future changes in heatwaves characteristics in Romania,” *Theor Appl Climatol*, vol. 153, no. 1–2, pp. 525–538, Jul. 2023, doi: 10.1007/S00704-023-04412-5.
- [192] F. Ács, A. Zsákai, E. Kristóf, A. I. Szabó, and H. Breuer, “Carpathian Basin climate according to Köppen and a clothing resistance scheme,” *Theor Appl Climatol*, vol. 141, no. 1–2, pp. 299–307, Jul. 2020, doi: 10.1007/S00704-020-03199-Z/FIGURES/6.
- [193] B. Antonescu *et al.*, “Future changes in heatwaves characteristics in Romania,” *Theor Appl Climatol*, vol. 153, no. 1–2, pp. 525–538, 2023, doi: 10.1007/s00704-023-04412-5.
- [194] Z. Kovács, B. L. Tarcsay, P. Tóth, C. J. Juhász, S. Németh, and A. Shahrokhi, “Prediction of Physico-Chemical Parameters of Surface Waters Using Autoregressive Moving Average Models: A Case Study of Kis-Balaton Water Protection System, Hungary,” *Water (Switzerland)*, vol. 16, no. 16, Aug. 2024, doi: 10.3390/W16162314.
- [195] ABA (American Birding Association), “ABA Code of Birding Ethics - American Birding Association.” Accessed: Aug. 02, 2024. [Online]. Available: <https://www.aba.org/aba-code-of-birding-ethics/>
- [196] NOETEK-PONSEL, “NOETEK-PONSEL Digital sensor PHEHT: pH, Redox, Temperature.” [Online]. Available: <https://en.aqualabo.fr/userfiles/doc/Datasheet Digital Sensor maintenance.pdf>
- [197] NOETEK-PONSEL, “Digital sensorC4E: Conductivity/Salinity.” [Online]. Available: <https://en.aqualabo.fr/userfiles/doc/Datasheet ORP digital sensor EHAN.pdf>
- [198] NOETEK-PONSEL, “Digital sensor OPTOD - Optical Dissolved Oxygen.” [Online]. Available: <https://en.aqualabo.fr/userfiles/doc/Datasheet Oxygen Optical digital sensor OPTOD.pdf>
- [199] NOETEK-PONSEL, “Digital sensor Nephelometric Turbidity.” [Online]. Available: <https://en.aqualabo.fr/userfiles/doc/User Manual Turbidity digital sensor NTU.pdf>
- [200] R. H. Shumway and D. S. Stoffer, “Time Series Analysis and Its Applications,” 2011, doi: 10.1007/978-1-4419-7865-3.
- [201] E. Stellwagen and L. Tashman, “ARIMA: The Models of Box and Jenkins,” *Foresight: The International Journal of Applied Forecasting*, no. 30, pp. 28–33, 2013, Accessed: Aug. 14, 2024. [Online]. Available: <https://ideas.repec.org/a/for/ijafaa/y2013i29p28-33.html>
- [202] T. Kulaksizoglu, “Lag Order and Critical Values of the Augmented Dickey-Fuller Test: A Replication,” *Journal of Applied Econometrics*, vol. 30, no. 6, pp. 1010–1010, Sep. 2015, doi: 10.1002/JAE.2458.

- [203] E. Kosicka, E. Kozłowski, and D. Mazurkiewicz, “The use of stationary tests for analysis of monitored residual processes,” *Eksploatacja i Niezawodność*, vol. 17, no. 4, pp. 604–609, Sep. 2015, doi: 10.17531/EIN.2015.4.17.
- [204] Y. . Sakamoto, M. . Ishiguro, and G. . Kitagawa, “Akaike information criterion statistics,” p. 290, 1987, Accessed: Aug. 14, 2024. [Online]. Available: https://books.google.com/books/about/Akaike_Information_Criterion_Statistics.html?hl=ro&id=KhvAAAAMAAJ
- [205] H. Hassani and M. R. Yeganegi, “Selecting optimal lag order in Ljung–Box test,” *Physica A: Statistical Mechanics and its Applications*, vol. 541, Mar. 2020, doi: 10.1016/J.PHYSA.2019.123700.
- [206] V. Cerqueira, L. Torgo, and I. Mozetic, “Evaluating time series forecasting models: An empirical study on performance estimation methods,” May 2019, doi: 10.1007/s10994-020-05910-7.
- [207] K. Singh and S. Upadhyaya, “Outlier Detection: Applications And Techniques,” 2012.
- [208] O. Akoto, O. Gyamfi, G. Darko, and V. R. Barnes, “Changes in water quality in the Owabi water treatment plant in Ghana,” *Appl Water Sci*, vol. 7, no. 1, pp. 175–186, Mar. 2017, doi: 10.1007/s13201-014-0232-4.
- [209] S. N. Ma *et al.*, “Effects of nitrate on phosphorus release from lake sediments,” *Water Res*, vol. 194, p. 116894, Apr. 2021, doi: 10.1016/j.watres.2021.116894.
- [210] B. A. Manny, W. C. Johnson, and R. G. Wetzel, “Nutrient additions by waterfowl to lakes and reservoirs: predicting their effects on productivity and water quality,” *Hydrobiologia*, vol. 279–280, no. 1, pp. 121–132, Apr. 1994, doi: 10.1007/BF00027847.
- [211] D. T. Ionescu, C. V. Hodor, and I. C. Petritan, “Artificial wetlands as breeding habitats for colonial waterbirds within central Romania,” *Diversity (Basel)*, vol. 12, no. 10, pp. 1–16, Oct. 2020, doi: 10.3390/d12100371.
- [212] A. Hanson, J. Kerekes, and J. Paquet, “Limnology and Aquatic Birds: Abstracts and Selected Papers from the Fourth Conference of Societas Internationalis Limnologiae (SIL) Aquatic Birds Working Group,” 2006.
- [213] R. Gwiazda, “Contribution of water birds to nutrient loading to the ecosystem of mesotrophic reservoir,” *Pol J Ecol*, vol. 44, no. 3–4, pp. 289–297, 1996.
- [214] J. Kear, “The agricultural importance of wild gose droppings,” *Wildfowl*, vol. 14, pp. 72–77, 1963.
- [215] E. Boros, T. Nagy, C. S. Pigniczki, L. Kotymán, K. V. Balogh, and L. Vörös, “The effect of aquatic birds on the nutrient load and water quality of soda pans in Hungary,” *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae*, vol. 54, no. SUPPL.1, pp. 207–224, 2008.
- [216] L. Marion, P. Clergeau, L. Brient, and G. Bertru, “The importance of avian-contributed nitrogen (N) and phosphorus (P) to Lake Grand-Lieu, France,” *Hydrobiologia*, vol. 279–280, no. 1, pp. 133–147, 1994, doi: 10.1007/BF00027848.
- [217] Oláh J., “Waterbird trophic guilds,” *Magyar Vizivád Közlemények*, vol. Volume 10, p. Pages 381-423, 2003.
- [218] D. J. Gould and M. R. Fletcher, “Gull droppings and their effects on water quality,” *Water Res*, vol. 12, no. 9, pp. 665–672, 1978, doi: 10.1016/0043-1354(78)90176-8.
- [219] P. J. S. OLNEY, “THE FOOD AND FEEDING HABITS OF TEAL ANAS CRECCA,” *Proceedings of the Zoological Society of London*, vol. 140, no. 2, pp. 169–210, 1963, doi: 10.1111/J.1469-7998.1963.TB01860.X.

- [220] E. Boros, “Generalized estimation of nutrient loading of waterbirds on inland aquatic ecosystems,” *MethodsX*, vol. 8, p. 101465, Jan. 2021, doi: 10.1016/j.mex.2021.101465.
- [221] Katona J., V. Zsolt, V. Petra, and Z. Tamás, “Hortobágyi vizes élőhelyek értékelése a vonuló vízimadarak tekintetében,” 2020. [Online]. Available: www.hnp.hu;
- [222] R. Gwiazda, A. Woźnica, B. Łozowski, M. Kostecki, and A. Flis, “Impact of waterbirds on chemical and biological features of water and sediments of a large, shallow dam reservoir,” *Oceanol Hydrobiol Stud*, vol. 43, no. 4, pp. 418–426, Dec. 2014, doi: 10.2478/S13545-014-0160-9.
- [223] T. Piersma, R. Lindeboom, and M. R. van Eerden, “Foraging rhythm of great crested grebes *Podiceps cristatus* adjusted to diel variations in the vertical distribution of their prey *Osmerus eperlanus* in a shallow eutrophic lake in the Netherlands,” *Oecologia*, vol. 76, no. 4, pp. 481–486, Sep. 1988, doi: 10.1007/bf00397858.
- [224] N. M. A. Crouch, V. M. Lynch, and J. A. Clarke, “A re-evaluation of the chemical composition of avian urinary excreta,” *J Ornithol*, vol. 161, no. 1, pp. 17–24, Jan. 2020, doi: 10.1007/s10336-019-01692-5.
- [225] D. M. Karl, “Phosphorus, the staff of life,” *Nature*, vol. 406, no. 6791, pp. 31–33, Jul. 2000, doi: 10.1038/35017683.
- [226] S. Adhurya, S. Das, and S. Ray, “Simulating the effects of aquatic avifauna on the Phosphorus dynamics of aquatic systems,” *Ecol Modell*, vol. 445, Apr. 2021, doi: 10.1016/j.ecolmodel.2021.109495.
- [227] E. Boros, T. Nagy, K. V Balogh, and L. Vörös, “THE EFFECT OF AQUATIC BIRDS ON THE NUTRIENT LOAD AND WATER QUALITY OF SODA PANS IN HUNGARY,” 2008.
- [228] V. Pitás, V. Somogyi, Á. Kárpáti, P. Thury, and T. Fráter, “Reduction of chemical oxygen demand in a conventional activated sludge system treating coke oven wastewater,” *J Clean Prod*, vol. 273, p. 122482, Nov. 2020, doi: 10.1016/J.JCLEPRO.2020.122482.
- [229] “Meteo Romania | Servicii.” Accessed: Jan. 11, 2025. [Online]. Available: <https://www.meteoromania.ro/servicii/>
- [230] C. Lieou, S. Jolicoeur, T. Guyondet, S. O’carroll, and T. Nguyen-Quang, “Hydrodynamic Modeling of Water Renewal Time and Potential Dissolved Matter Using TELEMAC: Applications to Shediac Bay (New Brunswick, Canada) †,” 2024, doi: 10.3390/jmse12030461.
- [231] J. Liu, P. Wang, D. Jiang, J. Nan, and W. Zhu, “An integrated data-driven framework for surface water quality anomaly detection and early warning,” *J Clean Prod*, vol. 251, pp. 119145–119145, Jan. 2020, doi: 10.1016/J.JCLEPRO.2019.119145.
- [232] A. M. Nair, A. Hykkerud, and H. Ratnaweera, “A cost-effective IoT strategy for remote deployment of soft sensors - a case study on implementing a soft sensor in a multistage MBBR plant,” *Water Science and Technology*, vol. 81, no. 8, pp. 1733–1739, Apr. 2020, doi: 10.2166/WST.2020.067.
- [233] A. Moretti, H. L. Ivan, and J. Skvaril, “A review of the state-of-the-art wastewater quality characterization and measurement technologies. Is the shift to real-time monitoring nowadays feasible?,” *Journal of Water Process Engineering*, vol. 60, Apr. 2024, doi: 10.1016/J.JWPE.2024.105061.

- [234] P. Indykiewicz, P. Podlaszczuk, A. Janiszewska, and P. Minias, “Extensive gene flow along the urban–rural gradient in a migratory colonial bird,” *J Avian Biol*, vol. 49, no. 6, Jun. 2018, doi: 10.1111/JAV.01723.
- [235] SOR/Bird Life, “Ornitodata.” Accessed: Jul. 29, 2024. [Online]. Available: <https://pasaridinromania.sor.ro/specii/279/lisita-fulica-atra>
- [236] Birdlife International, “Black-headed Gull (*Larus ridibundus*) - BirdLife species factsheet.” Accessed: Aug. 19, 2024. [Online]. Available: <https://datazone.birdlife.org/species/factsheet/black-headed-gull-larus-ridibundus>
- [237] EURING, “Longevity list,” 2023.
- [238] “EURING Bird Ringing for Science and Conservation”.
- [239] A. Kölzsch *et al.*, “Towards a new understanding of migration timing: slower spring than autumn migration in geese reflects different decision rules for stopover use and departure,” *Oikos*, vol. 125, no. 10, pp. 1496–1507, Oct. 2016, doi: 10.1111/OIK.03121.
- [240] H. Schielzeth *et al.*, “Waterbird population estimates for a key staging site in Kazakhstan: A contribution to wetland conservation on the Central Asian flyway,” *Bird Conserv Int*, vol. 18, no. 1, pp. 71–86, Mar. 2008, doi: 10.1017/S0959270908000087.
- [241] WPE5, “Waterbird Population Estimates Fifth Edition - Summary Report,” 2012, Accessed: Aug. 20, 2024. [Online]. Available: www.naturephotos.eu
- [242] MME, “Nagy lilik | Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület.” Accessed: Jul. 29, 2024. [Online]. Available: <https://mme.hu/magyarorszagmadarai/madaradatbazis-ansalb>
- [243] J. Madsen, A. D. Fox Madsen, J. & Fox, and A. D. Fox, “Impacts of hunting disturbance on waterbirds - a review,” *Wildlife Biol*, vol. 1, no. 4, pp. 193–207, Dec. 1995, doi: 10.2981/WLB.1995.0025.
- [244] SOR, “Vânătoarea la gărlita mare și gâsca de vară, suspendată prin hotărâre judecătorească • Societatea Ornitologică Romană.” Accessed: Aug. 12, 2024. [Online]. Available: <https://www.sor.ro/vanatoarea-la-garlita-mare-si-gasca-de-vara-suspendata-prin-hotarare-judecatoreasca/>
- [245] Lars. Svensson, Killian. Mullarney, Dan. Zetterström, and D. A. . Christie, “Collins bird guide,” p. 476, 2022.
- [246] Mihai Baciú, *Pasari din Delta Dunarii si imprejurimi / Birds from Danube Delta and surroundings*, III., vol. 1. 2020.
- [247] S. Faragó and -Livia Gosztonyi, “Population Trend, Phenology and Dispersion of Common Waterfowl Species in Hungary Based on a Ten Year Long Time Series of the Hungarian Waterfowl Monitoring,” *Acta Silvatica & Lignaria Hungarica*, vol. 5, no. 1, pp. 83–107, Jan. 2009, doi: 10.37045/ASLH-2009-0007.
- [248] Rombird, “Rombird - Păsări rare din România.” Accessed: Jul. 29, 2024. [Online]. Available: <https://rombird.ro/>
- [249] EEA, “Great White Egret - *Ardea alba* - Linnaeus, 1758.” Accessed: Jul. 29, 2024. [Online]. Available: https://eunis.eea.europa.eu/species/100727#legal_status
- [250] Hadarics Tibor and Zalai Tamás, *Magyarország Madarainak Nevjegyzéke = an annotated list of the birds of Hungary*. Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, 2008. Accessed: Aug. 21, 2024. [Online]. Available: <https://search.worldcat.org/title/1082007074>

Új tudományos eredmények, tézisek

I. A vízimadarak szezonális tápanyaghozzájárulása és szerepe a vizes élőhelyek trofitásában

1. Alátámasztottam, hogy a madárvonulás összefügg a Homoród-patak Szúnyogszék (Dumbrăvița) szakaszának tápanyagellátottságával a vízimadarak foszfor- és nitrogénforgalomban betöltött szerepük révén. Kimutattam, hogy a vízimadarak foszforhozzájárulása a tórendszer patakba való kifolyásánál elérheti az évi teljes foszforterhelés 6,6%-át. A növényevő lúdfajok nitrogénhozzájárulása a Szúnyogszéki tavaknál ugyan legfeljebb 0,7%, de a madárterhelés és a tápanyagok közötti szoros összefüggés olyan időszakban volt tapasztalható, amikor az oligotróf patak táplálta tó vízminősége még a jó kategóriába tartozott. A vízimadarak tápanyaghozzájárulását ezért figyelembe kell venni a fenntartható vízgazdálkodási intézkedések megtervezésekor különösen a sekély vizes élőhelyek esetében. (4.2, 4.2.1 fejezet)

Kapcsolódó publikációk: 2, 9, 14.

II. A madárvonulás hatása a vízminőségre: főkomponens-elemzés és regressziós modellezés

2. Főkomponens-analízis (PCA) segítségével is bizonyítottam a vízminőségi paraméterek és a madarak tápanyagtranszportja közötti összefüggéseket. A PCA eredményei alapján végzett **regressziós elemzés igazolta**, hogy a vonuló madarak jelenléte kapcsolatban áll a Vízminőségi Index (WQI) szezonális változásaival. A kidolgozott PCR modell **0,81-es R^2** értéket és **0,17-es átlagos négyzetes előrejelzési hibát (MSPE)** mutatott, amely **pontos előrejelzést** biztosított a WQI szezonális és időszakos változásaira vonatkozóan, tehát a vízimadaraknak jól kimutatható szerepe van a vizsgált vizes élőhely rendszer tápanyagtranszportjában. A módszer alapján kifejlesztettem egy döntéstámogató algoritmust, amely képes becsülni a madarak kétirányú (pl. ürülékbevitel, táplálékfelvétel) komplex tápanyagtranszportjának vízminőségre gyakorolt hatását, ezáltal segítve a változó tápanyagterhelés hatékony kezelését. (2.6.3 és 4.2, 4.2.1 fejezet)

Kapcsolódó publikációk: 2, 4, 9, 14.

III. A vízmadárfajok szerepe a Szűnyogszéki (Dumbăvița) tavak anyagforgalmában és vízminőségében

3. Bizonyítottam, hogy a PCA-módszer alkalmas a vízmadárfajok és a vízminőségi paraméterek, valamint a nitrogén- és foszforterhelés időbeli kapcsolatának összehasonlítására is. A főkomponens-analízissel (PCA) azt is **kimutattam**, hogy a 12 leggyakrabban és legnagyobb egyedszámban jelenlévő vízmadárfaj közül a dankasirály (*Chroicocephalus ridibundus*), a kárókatona (*Phalacrocorax carbo*), a csörgő réce (*Anas crecca*), a szürke gém (*Ardea cinerea*), a nagy kócsag (*Ardea alba*), a sztyeppi sirály és sárgalábú sirály (*Larus cachinnans/Larus michahellis*) jelenléte magasabb foszforkoncentrációkkal párosul. Ezzel szemben a nagy lilik (*Anser albifrons*), a szárcsa (*Fulica atra*), a barátréce (*Aythya ferina*) és a kanalas réce (*Anas clypeata*) jelenléte a magasabb nitrogénkoncentrációval jellemezhető víztestekben figyelhető meg, amely összefügg ezeknek a fajoknak a fogyasztói trofikus szintjükből adódó táplálkozási szokásaival és a táplálékkinálattal. Az elemzések alapján kapcsolat mutatható ki a vízmadarak jelenléte, valamint a lebegőanyag, az összes oldott anyag és a biológiai oxigénigény magasabb értékei között is. Tehát ezek a fajok komplex módon járulnak hozzá a tavak tápanyagtranszportjához, ezen keresztül pedig a foszfor- és nitrogénkoncentráció változásához. Ezt támasztja alá az is, hogy a legjelentősebb (60%) a kétirányú anyagforgalmi funkcióval bíró importőr-exportőr guild részesedése volt a madárközösség létszámából. (4.2 és 4.2.1 fejezet)

Kapcsolódó publikációk: 2, 4, 5, 7, 8, 14.

IV. Térinformatikai és távérzékelési módszerek alkalmazása a Szűnyogszéki tavak vízminőségi terheléseinek felderítésére

4. **Bemutattam**, hogy a Szűnyogszéki tavak állapotának felméréséhez a GIS és távérzékelési módszerek (LANDSAT 7 és 8) alkalmazása hatékony eszközt nyújt a felszíni hőmérséklet és a Normalizált Vegetációs Index (NDVI) értékek alapján történő környezeti és antropogén anomáliák azonosításához. Az elemzések kimutatták, hogy a vízfelületi minimum NDVI értékek csökkenése a vegetációs aktivitás visszaesésére utal, ami száraz időszakokban kedvezőtlen hatást gyakorol a vízminőségre. A 0,2-es NDVI értékek sekély, sáros vagy iszapos víz jelenlétét jelzik, amely gyakran a felszíni hőmérséklet emelkedésével társul, elsősorban a halgazdaság által üzemeltetett medencék leeresztése következtében. A hosszabb

meleg időszakok és a csapadékhiány szintén hozzájárulnak a vízszint és a DO csökkenéséhez.

Bemutattam, hogy a lineáris regresszió és az ARIMA modellek megbízható eszközök az NDVI változásainak előrejelzésére, lehetővé téve a jövőbeli vízminőségi problémák időben történő felismerését. (4.8, 4.8.1, 4.9, 4.9.2 fejezetek)

Kapcsolódó publikációk: 1, 4.

V. Idősoros regressziós modellek kidolgozása a Kis-Balaton Vízvédelmi Rendszer vízminőségi paramétereinek előrejelzésére

5. **Kimutattam**, hogy a Kis-Balaton Vízvédelmi Rendszer vízminőségi paramétereinek előrejelzésére kidolgozott idősoros regressziós modellek, mint az ARMA (Autoregressive Moving Average) modellek, hatékonyan alkalmazhatók az oldott oxigén, pH, redox potenciál, elektromos vezetőképesség és zavarosság időbeli változásainak becslésére.

Az eredmények **alátámasztották**, hogy a modellek online fizikai-kémiai szenzorok adatainak felhasználásával történő optimalizálása jelentősen javította az előrejelzések pontosságát a 30 napos intervallumokban. Az eredmények megerősítették, hogy a modellek pontos trendelőrejelzéseket biztosítanak, bár a zavarosság esetében csak az átlagértékek voltak megfelelően becsülhetők. Az ilyen jelenségek kezelésére javaslom a nemlineáris módszerek (SVM, neurális hálózatok, SARIMA - Seasonal ARIMA) alkalmazását. Az ARIMA modellek hatékony eszközök a vízminőség előrejelzésére és az anomáliák észlelésére, amelyek a jövőben fontos szerepet tölthetnek be az ökoszisztéma-szolgáltatások fenntartásában. (4.5, 4.5.1, 4.5.2 fejezetek)

Kapcsolódó publikáció: 1.

Theses

I. The seasonal nutrient contribution of waterbirds and their role in the trophic dynamics of wetlands

1. I confirmed that bird migration is correlated with nutrient availability in the Szúnyogszék (Dumbrăvița) section of the Homoród stream through the role of waterbirds in phosphorus and nitrogen cycling. I demonstrated that the contribution of waterbirds to phosphorus at the outflow of the pond system into the stream can reach 6.6% of the total annual phosphorus load. Although the contribution of nitrogen from herbivorous goose species in the Szúnyogszék Lakes is up to 0.7%, a strong correlation between bird load and nutrients was observed during a period when water quality in the oligotrophic stream-supplied pond was still in the good category. The nutrient contribution of waterbirds should therefore be taken into consideration when planning sustainable water management measures, especially in shallow wetlands. (Chapter 4.2, 4.2.1)

Related publications: 2, 9,14

II. Impact of bird migration on water quality: principal component analysis and regression modelling

2. Principal Component Analysis (PCA) was used to demonstrate the relationship between water quality parameters and nutrient transport by birds. Based on the results of the PCA, regression analysis confirmed that the presence of migratory birds is associated with the seasonal variations in the Water Quality Index (WQI). The developed PCR model demonstrated an R^2 value of 0.81 and a mean squared prediction error (MSPE) of 0.17, providing accurate predictions for the seasonal and interannual variations in the Water Quality Index (WQI). This indicates that waterbirds play a detectable role in the nutrient transport of the investigated wetland system. Based on this method, I developed a decision support algorithm capable of estimating the impact of birds' complex two-directional nutrient transport (e.g., excrement input and food uptake) on water quality, thereby aiding in the effective management of fluctuating nutrient loads. (See Chapter 2.6.3, and 4.2, 4.2.1)

Related publications: 2, 4, 9, 14.

III. The role of waterbird species in the nutrient cycling and water quality of the Szúnyogszék (Dumbăvița) lakes

3. I demonstrated that the PCA method is suitable for comparing the temporal relationships between waterbird species, water quality parameters, and nitrogen and phosphorus loads. Using Principal Component Analysis (PCA), I also showed that among the 12 most frequently observed and most abundant waterbird species, the black-headed gull (*Chroicocephalus ridibundus*), the great cormorant (*Phalacrocorax carbo*), the Eurasian teal (*Anas crecca*), the grey heron (*Ardea cinerea*), the great egret (*Ardea alba*), and the Caspian and yellow-legged gulls (*Larus cachinnans/Larus michahellis*) are associated with higher phosphorus concentrations. In contrast, the greater white-fronted goose (*Anser albifrons*), the common coot (*Fulica atra*), the common pochard (*Aythya ferina*), and the northern shoveler (*Anas clypeata*) are observed in water bodies with higher nitrogen concentrations. This association reflects the trophic level-based feeding habits of these species and the availability of food resources. The analyses also revealed a correlation between the presence of waterbirds and higher values of suspended solids, total dissolved solids, and biological oxygen demand. These species contribute in a complex manner to the nutrient transport within lakes, influencing changes in phosphorus and nitrogen concentrations. Supporting this, the guild of importer-exporter species with two-way nutrient transport functions accounted for the largest share (60%) of the bird community population. (Chapters 4.2 and 4.2.1)

Related publications: 2, 4, 5, 7, 8, 14.

IV. Application of GIS and Remote Sensing Methods for detecting water quality loads in the Szúnyogszék Lakes

4. I established that the use of GIS and remote sensing methods (LANDSAT 7 and 8) is an efficient method to identify environmental and anthropogenic anomalies based on surface temperature and Normalized Vegetation Index (NDVI) values for assessing the condition of Szúnyogszék Lakes. **I demonstrated** that the decrease in minimum NDVI values at the water surface indicates a decline in vegetation activity, which has a negative impact on water quality during dry periods. NDVI values of 0.2 indicate shallow, muddy or sludge water. This is associated with an increase in surface temperature caused by the draining of basins. The management schedule of lakes and the analysis of NDVI values are key factors in maintaining environmental balance. I demonstrated that linear regression and ARIMA models can be reliably applied to predict changes in NDVI as a function of surface temperature, allowing timely identification of future water quality problems. (See Chapter 4.8, 4.8.1, 4.9, 4.9.2)

Related publications: 1, 4.

V. Development of time-series regression models for the prediction of water quality parameters in the Kis-Balaton Water Protection System

5. I investigated that time-series regression models developed for predicting water quality parameters of the Kis-Balaton Water Protection System, especially Autoregressive Moving Average (ARMA) models, can be effectively applied to estimate the temporal changes in dissolved oxygen, pH, redox potential, electrical conductivity and turbidity. I demonstrated that optimization of models using online physico-chemical sensor data significantly increased prediction accuracy, especially at 30-day intervals. The results confirmed that the models provide accurate trend predictions, although in the case of turbidity only the mean values were correctly predicted. I suggest the use of nonlinear methods (SVM, neural networks, SARIMA - Seasonal ARIMA) to manage such events. ARIMA models are a useful method for predicting water quality and detecting anomalies, which is essential for the conservation of the wetland habitat of Lake Kis-Balaton. (See Chapter 4.5, 4.5.1, 4.5.2).

Related publication: 1.

Publikációk

Az értekezés tézispontjait alátámasztó publikációk:

1. Kovács Zs, Tarcsay BL, **Tóth Piroška**, Juhász Cs J, Németh S, Shahrokhi A. (2024):
Prediction of Physico-Chemical Parameters of Surface Waters Using Autoregressive Moving Average Models: A Case Study of Kis-Balaton Water Protection System, Hungary. *Water*. 2024; 16(16):2314. <https://doi.org/10.3390/w16162314>, Q1, Impact factor: 0.72
2. **Tóth Piroška**, Tarcsay Bálint Levente, Kovács Zsófia, Ionescu Dan Traian, Németh Sándor, Domokos Endre (2023):
Assessment of the correlation between the nutrient load from migratory bird excrement and water quality by principal component analysis in a freshwater habitat: *Environ Sci Pollut Research* **30**, 66033–66049 (2023). <https://doi.org/10.1007/s11356-023-27065-3>, Q1, Impact factor: 5.8

Külföldi folyóiratban megjelent publikációk:

3. Zsófia Kovács, Mónika Meiczinger, Tatjana Yuzsakova, Gwendolin Kulcsár, **Piroška Tóth**, Igor Cretescu (2024):
The future perspectives of receiving rivers under the revised urban wastewater treatment directive journal of international scientific publications: *ECOLOGY AND SAFETY* (1314-7234 1313-7999): 18 (1) pp 54-62 (2024)
DOI: 10.62991/ES1996527016

Konferencia részvétel, teljes szövegű (legalább 4 oldal) megjelenéssel:

4. **Tóth Piroška**; Kovács Zsófia; Domokos Endre (2023): Online távvezérelhető mobil vízparaméter mérő rendszer alkalmazása a Homoród patak Szúnyogszék-i szakaszán
Magyar Hidrológiai Társaság (2023) p. 7. XL. Országos Vándorgyűlés
ISBN: 9789638172457

5. **Tóth Piroska**, Tarcsey Bálint Levente; Kovács Zsófia; Ionescu, Dan Traian; Németh Sándor; Domokos Endre (2022): Főkomponens-elemzés alkalmazása a vizimadarak ürülékéből származó tápanyagterhelés édesvizekre gyakorolt hatásának értékelésére
VIII. Soós Ernő Nemzetközi Tudományos Konferencia Víz- és szennyvízkezelés az iparban - 8th Soós Ernő International Scientific Conference Water and wastewater treatment in the industry (2022), pp. 23-29, 7 p.
ISBN: 9786158138420

Konferencia részvétel, csak kivonatos megjelenéssel:

6. **Tóth Piroska**; Kovács Zsófia; Tarcsey Bálint Levente; Ionescu Dan Traian; Németh Sándor, Domokos Endre (2023):
Geospatial analysis of the environmental pressures of natural factors affecting nutrient pollution of fresh surface waters: Analysis of the environmental pressures of natural factors affecting nutrient pollution of the fresh surface waters
Bucuresti, Románia: University of Bucharest. 2023:
EcoSMART23 Environment at crossroads: smart approaches for sustainable future 2023-11-17 [Bucharest, Románia]
7. **Tóth Piroska**; Kovács Zsófia; Domokos Endre (2023):
Water quality index assessment by remote sensing and application of IoT (Internet of things) technology for the mobile monitoring of mountain streams and reservoirs
EcoSMART23 Environment at crossroads: smart approaches for sustainable future 2023-11-18 [Bucharest, Románia] Bucuresti, Románia: University of Bucharest, 2023
8. **Tóth Piroska**; Kovács Zsófia; Domokos Endre (2021):
A vizes élőhelyek vízminőség monitoringjának kihívásai Dumbrăvița példáján madárvonulási időszakban, *7th Soós Ernő International Scientific Conference*

Water and wastewater treatment in the industry 2021 VII. Soós Ernő Nemzetközi Tudományos Konferencia *Víz-és szennyvízkezelés az iparban 2021*
Nagykanizsa, Magyarország: Soós Ernő Víztechnológiai Kutató-Fejlesztő Központ, 2021. Book of abstracts; 62 p.

Könyv, könyv fejezet

9. **Tóth Piroska** Környezetterhelések térinformatikai alapú elemzése (2019):
Green Solutions 2019 Conference: Zsirka, Balázs; Domokos, Endre (szerk.)
Veszprém, Magyarország: Pannon Egyetem, Környezetmérnöki Intézet (2019) 16 p.
ISBN: 9789633961414

Egyéb publikációk:

10. **Tóth Piroska**; Fazakas József (2020): Investigation of the fingerprint of climate changes in the Tinovul Apa Roşie peat bog (central Romania) by using ^{210}Pb dating method, *Global Journal of Ecology* ISSN: 2641-3094 pp. 018-023, 6 p. (2020)
doi: 10.17352/gje.000014
11. G. Tóth, M., Hegedűs; **Piroska, Tóth**; A., Shahrokhi; A., Csordás; T., Kovács
Comparison of different spatial evaluation techniques in Geogenic Radon Potential mapping
Book of Abstracts (VIII. Terrestrial Radioisotopes in Environment International Conference on Environmental Protection)
(2022) p. 81
12. Gergely, Tóth; Miklós, Hegedűs; **Piroska, Tóth**; Amin, Shahrokhi; Anita, Csordás; Tibor, Kovács (2022): Comparing various spatial evaluation techniques in Geogenic Radon visualization on the example of the Northern Trans-Danubian region
In: Book of Abstracts *The 9th Educational Symposium on RADIATION AND HEALTH by young scientists* (ESRAH 2022)
(2022) p. 25

13. Gergely, Tóth; Miklós, Hegedűs; **Piroska, Tóth**; Amin, Shahrokhi; Anita, Csordás; Tibor, Kovács
Relative merits of various spatial evaluation techniques in Geogenic Radon visualization
In: Book of Abstracts: *PhD hallgatók anyagtudományi napja XXII.*
(2022) pp. 15-15., 1 p.
14. **Tóth Piroska**; Kovács Zsófia; Domokos Endre (2021):
A vizes élőhelyek vízminőség monitoringjának kihívásai Dumbrăvița példáján madárvonulási időszakban, *7th Soós Ernő International Scientific Conference Water and wastewater treatment in the industry 2021 VII. Soós Ernő Nemzetközi Tudományos Konferencia Víz-és szennyvízkezelés az iparban 2021*
Nagykanizsa, Magyarország: Soós Ernő Víztechnológiai Kutató-Fejlesztő Központ (2021) Book of abstracts; 62 p.

Könyv, könyv fejezet

15. **Tóth Piroska** (2021): Investigation of the fingerprint of climate changes in Tinovul Apa Roșie peat bog (central Romania) by using ^{210}Pb dating method, *Radiation Environment and Medicine* 2021. Vol.10, No.1 48–54
5th Educational Symposium on RADIATION AND HEALTH (ESRAH) by young scientists; HIROSAKI, Japan

Köszönetnyilvánítás

Szeretném kifejezni hálámat mindazoknak, akik nélkül nem sikerült volna befejeznem ezt a disszertációt.

Mindenekelőtt szeretném kifejezni köszönetemet témavezetőimnek, *Dr. Domokos Endrének* és *Dr. Kovács Zsófiának*, akiknek útmutatása és támogatása végigkísérte doktori éveimet. Köszönettel tartozom a Pannon Egyetem Bio-, Környezet- és Vegyészmérnöki Kutató-Fejlesztő Központ Fenntarthatósági Megoldások Kutatólaboratórium munkatársainak a támogatásukért és azoknak is, akik kétéltelkedésükkel ösztönöztek.

Köszönöm *Dr. Hegedűs Miklósnak* a szelíd kritikákat, melyekből mindig tanulhattam. Hálás köszönetemet fejezem ki *Dr. Tarcsay Bálintnak* és *Juhász Csenge Juditnak*, akikkel közösen végezhettem kutatásaimat. Az ő segítségével az adatok egy új dimenzióját ismerhettem meg, ami jelentősen gazdagította a kutatási folyamatot.

Köszönöm *Dr. Németh Sándornak*, hogy meghitelezett a bizalmával. Köszönetet szeretnék mondani *Dr. Dan Ionescunak* a madármegfigyelések során nyújtott értékes segítségéért, valamint a több éves észrevételek megvitatásában való közreműködéséért. Szakértelme és támogatása nélkülözhetetlen volt a kutatásom során.

Hálás vagyok továbbá *Dr. Fazakas Józsefnek* és *Dr. Bartalis Ildikónak*, akik hittek bennem és segítettek. Nyugdíjba vonulásuk után is állandó inspirációs és tanácsadási forrásaim maradtak. Hálával és tisztelettel tartozom *Dr. Rédey Ákos* emlékének, akinek támogatása és útmutatása sokat jelentett számomra. Továbbá hálás vagyok *Dr. Szilveszter Szabolcsnak* és *Dr. Liker Andrásnak*, hogy tudásukkal és támogatásukkal segítették munkámat.

Külön hálával tartozom *Dr. Kovács Tibornak*, akinek támogatása és szakmai kapcsolatai lehetővé tették, hogy Japánba utazzak és kutatásomat nemzetközi szinten is bemutathassam.

Szeretném kifejezni mély hálámat és szeretetemet családom és barátaim felé, akik végig támogattak ezen az úton. Külön köszönet unokaöcsémnek, *Kristóf Márknak*, aki kíváncsiságával mindig mosolyt csalt az arcomra, és feltette a kérdést, hogy miért nem lehet csak nyáron végezni a vízmintavételeket, miért kell hidegben is?

Különösen hálás vagyok *Mihály Aba-Márknak*, aki a kezdetektől mellettem állt, és a legnehezebb pillanatokban is erőt adott. Az ő támogatása, türelme és kitartása nélkül ez a PhD munka nem születhetett volna meg. Mindig emlékeztetett arra, miért választottam ezt az utat, és segített megtalálni a motivációt, hogy tovább lépjek. A belém vetett hite inspirált és bátorított, hogy túllépjem a saját korlátaimat. Ezt a disszertációt neki ajánlom, mint a közös utunk egyik mérföldkövét.

„The wild geese are flying
Into the west,
You are one deep river, old friend.”

6 Mellékletek

6.1 A PCA elemzés eredménye: 12 vízimadár faj jellemzése

Dankasirály (*Chroicocephalus ridibundus*), (Linnaeus 1766). Románul pescăruș râzător

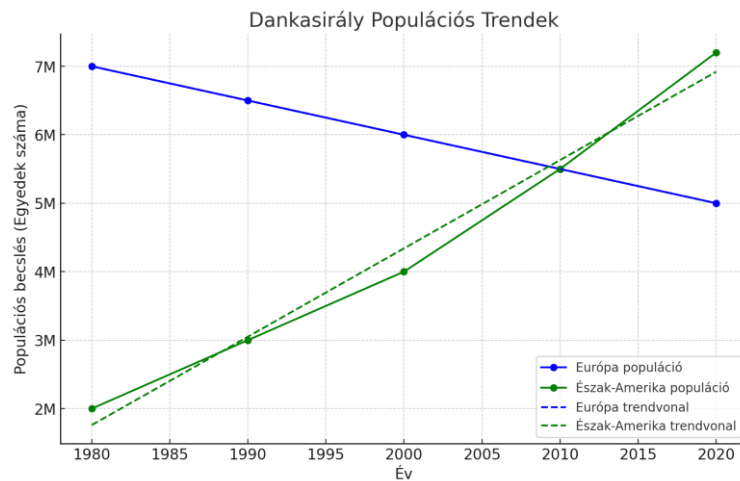
Korábbi nevén *Larus ridibundus*, közepes méretű sirály, amelynek testhossza 35-39 cm, szárnyfesztávolsága 86-99 cm, és súlya 195-325 gramm. Nyári tollazata sötétes, barna fejű, fehér nyakú, mellű, hasú és farkú, szürke hátú, fekete szárnyvégekkel. Télen a feje fehér, fekete fülfolttal. Vöröses lábak és csőr jellemzi. Európában és Ázsiában elterjedt, télen szélesebb területeken is előfordul. Romániában főleg a Duna-delta, nagyobb tavak és lassan áramló vizek környékén fészkel. A 2020-ban a COVID-19 lezárások következtében létrejött forgalomcsökkenés és zavarásmentes időszak alatt kb. 180 – 200 fészkelő pár volt a Szúnyogszék-i tavakon, majd átlagosan 2 vagy 3 fiókát etettek. Ez volt az egyetlen ilyen megfigyelés. Részleges vonuló faj, vagyis a populáció különböző részei eltérő vonulási szokásokat mutatnak. Az észak-európai és észak-ázsiai populációk jelentős része vonul, és a hideg évszakban délebbre húzódik. Azonban a mérsékeltébb éghajlatú területeken, például Nyugat-Európában és a Brit-szigeteken, sok egyed helyben marad, vagy csak kis távolságokat tesz meg. A városi környezethez is alkalmazkodnak, de a faj életmódbeli jellemzői, mint a koloniális életmód, a vonulás és a nagy diszperziós képesség, csökkenthetik az urbanizáció genetikai hatásait. [234].

Tápláléka főként rovarokból és kisebb halakból áll, de télen opportunistá módon hulladékot is fogyaszt. A faj populációja világszerte 4800000 – 8 900 000 egyed, Európában 1340000 - 1990000 pár, Romániában pedig 3,500-8,000 pár [235]. 2010 és 2020 közti időszakban a Szúnyogszéki tavakon való előfordulása a dankasirálynak átlagosan 399 példány volt a 40 megfigyelés alatt, mely összesen 15955 becsült példányt jelent.



100. ábra: Dankasirály fiókákkal (*Chroicocephalus ridibundus*), (Linnaeus 1766),
forrás: Tóth Piroska

A populációs trendek alapján (100. ábra) Észak-Amerikában 361%-os növekedés 40 év alatt, míg Európában mérsékelt csökkenés volt 1990 és 2013 között (M -millió nagyságrend) [81].



101. ábra: A dankasirály populációs trendje Európában és É-Amerikában szerk: Tóth P., [236]

Legtávolabbi megkerülés 2602 km-re volt a gyűrűzési helytől Lengyelországtól Portugáliában.

A legidősebb gyűrűzött dankasirályt akkor figyelték meg, amikor egy ragadozó madár zsákmányául esett; ekkor 36 éves és 9 hónapos volt [237]. Az EURING (European Union for Bird Ringing) által kifejlesztett egységes kódrendszer a madárgyűrűzési adatok szabványosítását szolgálja, hogy a különböző országok és kutatók számára könnyebb legyen az adatok megosztása és feldolgozása [238].

Nagy lilik (*Anser albifrons*), (Scopoli, 1769). Román megnevezése: gârliță mare.

A nagy lilik egy nagytestű lúdfaj, szürkés-barna tollazattal és jellegzetes fehér folttal a rózsaszín csőr körül. Testhossza 64-78 cm, szárnyfesztávolsága 130-160 cm, súlya 1800-3600 g. Főként a tundrán költ, telelőterületei közé tartozik Délkelet-Európa, beleértve Romániát is, ahol nagy csapatokban jelenik meg. Főként növényekkel táplálkozik.

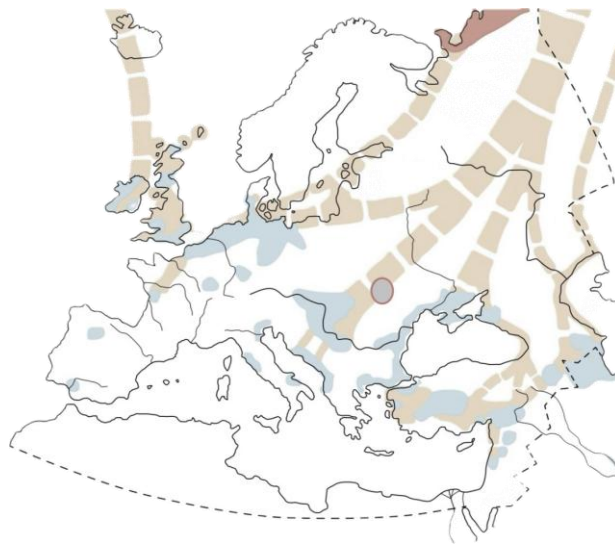
A nagy lilik széleskörűen elterjedt Euráziában és Észak-Amerikában. Télen több tízezer egyed is egy csoportban mozog. Az európai állomány teljes vonuló. Vonulásuk során nagy távolságokat tesznek meg, és egy-egy szakaszban akár 1000-2000 kilométert is képesek repülni. Ez a hosszú távú vonulás elengedhetetlen a faj túlélése szempontjából, mivel a költési és telelési helyek közötti távolság gyakran jelentős.

A nagy lilik általában csoportosan vonulnak, ami növeli a biztonságukat a ragadozókkal szemben és elősegíti az energiahatékonyságot a hosszú repülés során, mivel a csoportos repülés lehetővé teszi a légellenállás csökkentését. Az őszi vonulás hosszabb időt vesz igénybe, mint a tavaszi, ezt az időbeli különbséget elsősorban a megállóhelyeken töltött idő határozta meg [239]. A nyugat és közép-szibériai költőpopuláció, Közép-Európában telel, míg az É-szibériai költőpopuláció egy része a Fekete-tengernél [240]. A pannon telelőpopuláció állománya az 1950-es években csökkent, a korábbi 400 – 500 ezer példányról ötödére esett vissza. A romániai és bolgár telelőállomány az 1980-as években mindössze 250 000 példányt számlált, majd az 1990-es évek elején hirtelen 350 000 – 700 000 példányra nőtt. Ezek az adatok azt mutatták, hogy a korábban a Nyugat-Pannónia (Ausztria, Horvátország, Magyarország, Szlovákia, Szlovénia) régióban telelő nagy lilik állomány a pontuszi (Románia, Bulgária) régióban telel [241].

A fő fenyegetések közé tartozik a vadászat, a mezőgazdasági mérgek, az élőhelyek elvesztése és a klímaváltozás (MME). A gázló- és vízimadarak élettevékenységét jelentősen befolyásolja a vadászat, amely megzavarja életritmusukat, különösen a telelés szempontjából fontos táplálkozó- és pihenőhelyeken. A vadászati tevékenység nemcsak a vadászható fajokat, hanem a védett vízimadarakat is elriasztja, kényszerítve őket

kevésbé kedvező területekre. Ez a helyváltogatás jelentős energiaveszteséggel jár, különösen kemény telek esetén, ami a madarak kondícióromlásához és alacsonyabb szaporodási sikerhez vezethet [243]. Romániában 2020-ban felfüggesztették a nyári lúd (*Anser anser*) és a nagy lilik (*Anser albifrons*) vadászati kvótáit a 2020–2021-es vadászati szezonra vonatkozóan, miután helyt adott az OTUS Egyesület keresetének a bíróság a Környezetvédelmi Minisztériummal szemben. A kereset alapján a román hatóságok mintegy 50 000 nagy lilik vadászatát engedélyezték, ami a világ teljes populációjának 5%-át és a Romániában található populáció 33%-át tette ki. 2013-ban Románia 150 000 és 280 000 közötti nagy lilik egyedszámot regisztrált. A nyári lúd esetében a hatóságok 14 000 egyed vadászatát engedélyezték, miközben az országban 10 000 és 25 000 közötti egyedszámot tartottak nyilván [244].

Legtávolabbi megkerülés 4958 km- re volt a gyűrűzési helytől Oroszországtól Magyarorszáig. A legidősebb európai gyűrűzött példány 42 éves és 11 hónapos volt, amikor lelőtték [237].



*102. ábra: A nagy lilik (Anser albifrons) Európa-i vonulási útvonalai
Szerk: Tóth Piroska, forrás: [245]*

A 102. ábrán látható sárga vonalakkal jelölve a nagy lilik tavaszi és őszi vonulási útvonalait, világos kékkel jelölt területek a telelőhelyek és piros körrel a szűnyogszéki Ramsari terület.



103. ábra: Nagy lilik (*Anser albifrons*), fiatal madár. Forrás: Dóczé Kristóf Márk

Tőkés réce (*Anas platyrhynchos*), (Linnaeus, 1758). Románul rață mare

A tőkés réce nagy testű récefaj. A nemek között jelentős dimorfizmus figyelhető meg. A tojó barna, márványozott tollazatú, míg a hím színesebb, zöldes fejjel és nyakkal, fehér nyakgyűrűvel, gesztenyebarna mellkassal és szürke testtel. A test hossza 50-60 cm, szárnyfesztávolsága 81-95 cm, tömege 735-1800 g. Széles körben elterjedt az északi féltekén. Romániában egész évben jelen van, főként vizes élőhelyeken, de városi tavakon is megtalálható. A magasabban fekvő tavakról elvonulnak télen és gyakran a Duna deltában tömörülnek [246]. Tápláléka növényi anyagokból és apró vízi gerinctelenekből áll. A globális populáció több mint 19 millió egyed, Európában 2,85 - 4,61 millió pár, Romániában 61 000-75 000 pár. Stabil populációval rendelkezik, de veszélyezteteti a vizes élőhelyek eltűnése és a szennyezés. A Szűnyogszék-i tavakon végzett tízéves számlálások alapján a dankasirályok éves átlagos száma 272 egyed volt, ami összesen 10 915 becsült példányt jelentett az időszak alatt. A legtávolabbi megkerülés 2561 km-re volt a gyűrűzési helytől Magyarországtól Oroszország. A legidősebb európai példányt Németországban gyűrűzték és 26 éves 9 hónapos volt, amikor lelőtték.



104. ábra: Tőkés réce (*Anas platyrhynchos*), (Linnaeus, 1758) tojó és hím. Forrás: Tóth Piroska

Szárcsa (*Fulica atra*), (Linnaeus, 1758). Lișița

A szárcsa közepes méretű vízimadár, amely könnyen felismerhető egységes fekete tollazatáról. Testhossza 36-39 cm, szárnyfesztávolsága 70-80 cm, súlya 610-1200 g. Feje fekete, a teste sötétszürke, fehér csőrrel és arcpajzssal, vörös íriszekkel, valamint erős, sárgás-zöldes lábakkal. A szárcsa Európa, Észak-Afrika, Dél-Ázsia, Ausztrália és Új-Zéland nagy részén elterjedt. Romániában egész évben megtalálható, különösen alacsonyan fekvő vizes élőhelyeken. A vonulásukat a téli időjárás befolyásolja. A Duna deltában telelnek, amikor a hegyi vízfolyások befagynak [246]. Elsősorban sekély, álló vagy lassan áramló vizeket kedveli, ahol bőséges vízi növényzet található. Omnivor, főként vízi növényekkel és azok magjaival, valamint vízi gerinctelenekkel táplálkozik. Alkalmanként halakat, kétéltűeket és kisemlősöket is fogyaszt. A globális populáció 7 950 000 - 9 750 000 egyedre tehető, az európai populáció 945 000 - 1 550 000 párra becsülhető. Romániában a populáció 66 888 - 79 370 pár közötti.



105. ábra: Szárcsa (*Fulica atra*), (Linnaeus, 1758), táplálkozás közben. Forrás: Tóth Piroska

A szaporodási időszak februártól szeptemberig tart, főként március-július között. A fészek általában vízi növényzeten vagy sekély vízben épül. A tojó 1-14 tojást rak, amelyeket mindkét szülő 21-26 napig költ. A fiókák fészekhagyók, 3-4 napig a fészekben maradnak, majd a szülők gondozzák őket. A fő fenyegetések közé tartozik a vizes élőhelyek elvesztése, szennyezés, vadászat és az ólommal való mérgezés. A faj védelmét a vizes élőhelyek megőrzése és helyreállítása szolgálja. Egy Dániában gyűrűzött példányt 20 éves és 7 hónaposan lőttek le.

Kárókatona – (*Phalacrocorax carbo*, *P. c. sinensis*), (Linnaeus, 1758). Cormoran

A világon előforduló 7 alfajból 4 palearktikus elterjedésű. Európában az atlanti tengerpartok törzsalakja (*P. carbo*) és nálunk is költő alfaja (*P. c. sinensis*) fordul elő. A kárókatona egy nagytestű kormoránfaj, amelynél nem figyelhető meg ivari dimorfizmus. Tollazata fekete, fémes fényű, hosszú farokkal és hosszú, masszív, szürke csőrrel, amelynek tövében narancssárga folt található. A nyak vastag és hosszú. A felnőttek fehér foltokat viselnek a hasuk oldalán, valamint a nyak és a fej területén. A fiatal madarak világosabb, gyakran fehér hasúak. Testhosszuk 77-94 cm, szárnyfesztávolságuk 121-149 cm, súlyuk 1810-2810 g. A kárókatona globálisan elterjedt, északon vonuló, máshol helyhez kötött. Európában széles körben költ, beleértve Skandináviát és Izlandot. Eloszlásuk súlypontja Romániában főként az ország alacsonyan fekvő vizes élőhelyein

található, különösen a Duna-deltában és nagy folyók mentén. A Szúnyogszéki tavak környékén a 2000-es években jelentek meg az első állományai [211]. Elterjedési területén belül az egyes populációk vonulási stratégiája eltérő. A szúnyogszéki populáció teljes vonuló. Télen szétszóródik, és a legtöbb vízfelületen megtalálható, különösen, ha nem fagy be. Alacsonyabb magasságokban lévő nagy vizes élőhelyeket kedveli, például tavak, lassú folyók és mocsarak, gyakran fákon vagy nádasokban fészkelve. Télen főleg folyók mentén található, ahol a víz nem fagy be. Halakkal táplálkozik, általában 10-20 cm hosszúságúakkal, de nagyobb halakat is elfog. Csoportosan vagy egyedül vadászik, gyakran más madarakkal együtt. Emellett rákokat, kétéltűeket és más vízi élőlényeket is fogyaszt.

A költési időszak áprilisban kezdődik. A tojó 2-6 tojást rak (általában 3-4), amelyek 27-31 napig kelnek. A fiókák kb. 50 nap után repülnek ki. A fészkeket általában víz közelében, fákon, bokrokon, nádasokban vagy mesterséges struktúrákon építik. A globális populáció 1 400 000 - 2 100 000 egyedre tehető [235]. Az európai populáció 401 000 - 512 400 pár között van, és növekvő tendenciát mutat. Romániában a költő populáció 12 000 - 20 000 pár között becsülhető.



106. ábra: Kárókatona – (*Phalacrocorax carbo*, *P. c. sinensis*), (Linnaeus, 1758)
Forrás: Tóth Piroska

Fő fenyegetései közé tartozik a vizes élőhelyek elvesztése és minőségük romlása, a vízszennyezés, valamint a fészkek zavarása. Egyéb fenyegetések közé tartozik a

halássterületeken való üldöztetés és a halászhálóba való véletlen belekeveredés. A Magyarország-i költőtelepeit a 20. század első felére teljesen felszámolták károkozásuk miatt. Újabb fészkelése csak 1947-ben a Kis-Balatonnál történt. Egészen az 1970-es évek közepéig ez az egy fészektelep létezett [247]. A természetben a 32 évet is megéri [237].

Csörgő réce (*Anas crecca*), (Linnaeus, 1758). Rață mică

A csörgő réce egy kisméretű récefaj, amelynél jelentős ivari dimorfizmus figyelhető meg. Mind a hím, mind a tojó rendelkezik sötétzöld szárnytükörrel, amelyet két fehér sáv határol. A hím feje barna, szemkörnyéke sötétzöld, amely a tarkóig terjed. Mellkasa krémszínű fekete foltokkal, oldalai szürkésfehér csíkozásúak, hasa fehér, a farok alatti része krém-sárga háromszög alakú folttal, amelyet fekete szegély vesz körül. A tojó tollazata szürke-barna, hasonlóan a tőkés réce tojójához, amely segíti a rejtőzködést a parti növényzetben. Testhossza 34-38 cm, szárnyfesztávolsága 58-64 cm, a hím súlya 250-450 g, a tojóé 200-400 g.

A csörgő réce széles körben elterjedt a Palearktikum északi és középső részén. Télen Eurázsia déli és középső részein, valamint Afrikában telel. Romániában szórványosan költ, ismert fészkelőhelyei száma mindössze két helyre korlátozódik [235]. A költési időszakon kívül a madár alacsony és közepes magasságú területek tavain figyelhető meg. A csörgő réce sekély, vízi növényzettel borított vizes élőhelyeket kedveli, mint a tavak, lassú folyású vizek és mocsarak. Főként vízi növények magvaival és egyéb növényi részekkel, valamint vízi gerinctelenekkel táplálkozik. A globális populáció körülbelül 2 800 000 egyedre tehető. Az európai populáció 557 000 - 915 000 párra becsülhető. Romániában a költő populáció 5 - 30 pár között van [235].



107. ábra: Csörgő réce (*Anas crecca*), (Linnaeus, 1758) hím. Forrás: Tóth Piroska

A faj legnagyobb fenyegetései közé tartozik a vadászat és a vizes élőhelyek minőségének romlása. A legnagyobb távot megtett egy Finnországban gyűrűzött példány 1675 km volt a Dráva mentén Magyarországra (Csörgő et al. 2009). Legidősebb gyűrűs madár a megkerülések alapján 24 év volt.

Szürke gém (*Ardea cinerea*), (Linnaeus, 1758). Stârc cenușiu

A szürke gém egy nagytestű gémfaj. A nemek közötti dimorfizmus kicsi, a hímek átlagosan nagyobbak, mint a tojók. Tollazata szürke, különböző árnyalatokban, a repülőtollak sötétebbek. A fejtető, homlok és az arc oldala fehéres, kontrasztban a fekete szemöldökcsíkkal, amely a hosszú, elegáns tollakban folytatódik a tarkóig. A hasi rész fehéres, a nyakon és a mellkason fekete foltok sorakoznak. Testhossza 90-98 cm, súlya 1020-2073 g, szárnyfesztávolsága 175-195 cm. Romániában az egész országban költ, kivéve a hegyvidéki területeket, ez alól kivételt képez a szunyogszéki, a Kisbacon és bibarcfalvi kolóniák [248]. A szürke gém részben vonuló madár Romániában [235]. A téli időszakban az egyedek száma és eloszlása a vizes élőhelyek jégborítottságától függően változhat. Szinte minden vizes élőhelytípusban megtalálható, de nedves réteken és mezőgazdasági területeken is előfordul. Költéshez magas fákat részesít előnyben a vizes élőhelyek közelében, valamint mocsaras területeket bokrokkal. Főként húsevő, opportunista faj, elsősorban halakkal táplálkozik. Ezen kívül kételtűeket, hullőket, puhatestűeket, rákokat, vízi rovarokat, kisemlősöket, közepes méretű emlősöket (nyulak,

mókusok stb.), valamint madarakat és azok fiókáit is fogyasztja. Kis mennyiségben növényi anyagot és dögöt is fogyaszt. A fészekben lévő fiókák közötti versengés néha kannibalizmushoz vezethet, amikor az erősebb fiókák elpusztítják a gyengébbeket. A globális populáció 790 000 - 3 700 000 egyedre tehető [235]. Az európai populáció 223 000 - 391 000 pár között van, és a populációs tendencia mérsékelten növekvő volt 1980-2013 között, de enyhén csökkent 2000-2012 között. Romániában a költő populáció 4500 - 6000 pár között becsülhető, a populációs tendencia stabil [235]. A fő fenyegetések közé tartozik a halállomány fogyasztása miatti üldöztetés, különösen a halastavaknál, gyakran orvvadászat vagy kilövés, mérgezés, fulladás vagy fészekmegsemmisítés formájában. További fenyegetések közé tartozik a vizes élőhelyek szomszédságában lévő erdőterületek rossz kezelése, a kolóniák zavarása. A 2023-as európai gyűrűzési adatbázis szerint egy Hollandiában gyűrűzött szürkegémot figyeltek meg, amelynek a kora 37 év és 9 hónap volt [237].



108. ábra: Szürke gém (*Ardea cinerea*), (Linnaeus, 1758) Forrás: Tóth Piroska

Barátréce (*Aythya ferina*), (Linnaeus, 1758). Rață cu cap castaniu

A barátréce közepes méretű récefaj, amelynél ivari dimorfizmus figyelhető meg. A nászruhás hím feje gesztenyebarna, mellkasa, tarkója, farka és fark alatti tollazata fekete. Háta, hasa és szárnyai szürke, finoman csíkozottak. A tojó tollazata tompább színű, világosabb barna fejjel és világosabb szemöldökkel. Mellkasa, tarkója, farka és fark

alatti tollazata barna, míg háta és oldala szürkésbarna. Testhossza 42-49 cm, szárnyfesztávolsága 72-82 cm, a hím súlya 585-1240 g, a tojóé 468-1090 g.

A barátréce széles körben elterjedt a nyugat-palearktikus régióban, Európa nyugati és délnyugati részétől egészen Délkelet-Szibériáig és Észak-Kínáig. Egyes déli és délnyugati populációk helyhez kötöttek, míg mások vonulók, télen Dél- és Nyugat-Európában, Észak-Afrikában, valamint Dél- és Kelet-Ázsiában találhatók. Romániában az ország egész területén fészkel, a síkságoktól a dombvidékekig, ahol vizes élőhelyek találhatók.

Romániában költő faj, részben helyhez kötött. A költési időszakban elszórta jelenik meg a fészkelőhelyeken, míg a téli időszakban a legtöbb állóvízen megtalálható. A populáció nagysága szezonálisan változhat a vizes élőhelyek jégborítottságának függvényében.

A barátréce a sekély, álló vagy lassan áramló, eutrofizált vizes élőhelyeket kedveli, például mocsarakat, tavakat és lagúnákat. Költési időszakon kívül kevésbé válogatós, és a legtöbb vízfelületen megfigyelhető. A barátréce mindenevő. Növényi tápláléka vízi és mocsári növények gyökereiből, magvaiból és egyéb részeiből áll, míg állati tápláléka vízi rovarokból és azok lárváiból, puhatestűekből, rákokból, férgekől, kételtűekből és kisebb halakból tevődik össze.



109. ábra: Barátréce (*Aythya ferina*), (Linnaeus, 1758). Forrás: Tóth Piroska

Az elmúlt években az európai barátréce populáció jelentősen csökkent, ami miatt az IUCN sebezhető kategóriába sorolta.

A faj globális populációja 1 950 000 - 2 250 000 egyedre tehető, és a populációs tendencia csökkenő. Romániában a költő populáció 20 698 - 28 762 pár között becsülhető, és a populációs tendencia jelenleg ismeretlen [235].

A faj fő fenyegetései közé tartozik a vizes élőhelyek rossz kezelése: vízelvezetés, lecsapolás, halgazdálkodás intenzifikálása, kontrollálatlan nádégetés. További veszélyek közé tartozik a vadászat és a fészekzavarás. Legidősebb gyűrűs madár a megkerülések alapján, elpusztultan 22 év 4 hónap volt.

Nagy kócsag (*Ardea alba* – *Ardea alba*), (Linnaeus, 1758). Egreta mare

A nagy kócsag egy nagy termetű gázlómadár, amely fehér tollazatáról, hosszú lábairól és nyakáról könnyen felismerhető. Elvonulásuk szeptemberben kezdődik, de még novemberben is sok helyen látni. A nagy kócsag Magyarország természetvédelem címermadara, és az 5 forintos érme hátoldalán is látható. Méltóságteljes repülése, hosszú sárga lábszára és fekete ujjai különböztetik meg a kis kócsagtól. A 19. században divatos kócsagtollas viselet miatt majdnem kipusztították Magyarországon, de 1924-ben az első kócsagőr alkalmazásával megkezdődött a védelem. Állománya a hetvenes évektől kezdve folyamatosan növekszik. A Kárpát-medencében élő madarak külön populációt alkotnak. A populációra nézve problémát jelent a halastavakon való zavarás, valamint a fészkelőhelyek kaszálása és égetése, továbbá a fő veszélyeztető tényezők közé tartozik az élőhelyek elvesztése és a szennyezés. A nagy kócsag több nemzetközi egyezmény, köztük a Berni Egyezmény, a Bonn Egyezmény és a CITES keretében is védelmet élvez [249]. Ezek az egyezmények a faj és élőhelyeinek megőrzését szolgálják. A faj globális populációja stabil, de regionálisan különböző fenyegetésekkel néz szembe. Az európai populáció növekedő tendenciát mutat.

Legidősebb gyűrűs nagy kócsag a megkerülések alapján, melyet elpusztultan találtak, több mint 20 éves volt [237].



110. ábra: Nagy kócsag (*Ardea alba* – *Ardea alba*), (Linnaeus, 1758). Forrás: Tóth Piroska

Búbos vöcsök (*Podiceps cristatus*), (Linnaeus, 1758). Corcodel mare

A búbos vöcsök egy nagy termetű vöcsökfaj, ahol nincs ivari dimorfizmus. Mindkét nem fekete hátú és nyakú, fehéres hasú. A madár fejének tollazata legyezőszerűen emelkedik, fekete és vöröses-barna színnel. Télen színe halványabb, és hiányzik a fej dísz tollazata. Testhossza 46-51 cm, szárnyfesztávolsága 59-73 cm, súlya 596-1490 g.

A búbos vöcsök széles körben elterjedt Európában és Ázsiában, valamint Afrikában. Romániában sík- és dombvidéki vizes élőhelyeken költ. Romániában rendszeresen költ, főként helyhez kötött, de a hidegebb északi területekről a délibb régiókba vonul, amikor a vizes élőhelyek befagynak. Márciusban tér vissza a költőhelyekre.

Természetes vizes élőhelyeket kedvel, mint a mocsarak, tavak és tőzezlápok, ahol gazdag növényzet található. Főként kis és közepes méretű halakkal táplálkozik, de rovarokkal, rákokkal, puhatestűekkel és kételtűekkel is.

A globális populáció 915 000 - 1 400 000 egyedre tehető, az európai költő populáció 330 000 - 498 000 pár. Romániában 15 000 - 30 000 pár költ és a populáció stabil, de az európai tendencia csökkenő [235].



111. ábra: Búbos vöcsök (*Podiceps cristatus*), (Linnaeus, 1758), jobbról fiatal madár.
Forrás: Tóth Piroska

A költési időszak március-áprilisban kezdődik. A tojó 3-5 tojást rak. A fiókák 71-79 nap után válnak röpképesé. A párok egyedül vagy laza csoportokban költenek, fészkeiket vízi növényekből építik. A legnagyobb veszélyt a nádégetés jelenti, amely megakadályozza a megfelelő költőhelyek kialakulását. Emellett a vizes élőhelyek lecsapolása is fenyegetést jelent. Legidősebb Hollandiában gyűrűzött búbos vöcsök a megkerülések alapján 14 éves 6 hónapos volt, amikor véletlenül csapdába esett egy halászhálóba [237].

Sárgalábú sirály (*Larus michahellis*), (J. F. Naumann, 1840) Pescăruș cu picioare galbenă / Sztyeppi sirály (*Larus cachinnans*), (Pallas, 1811). Pescăruș pontic

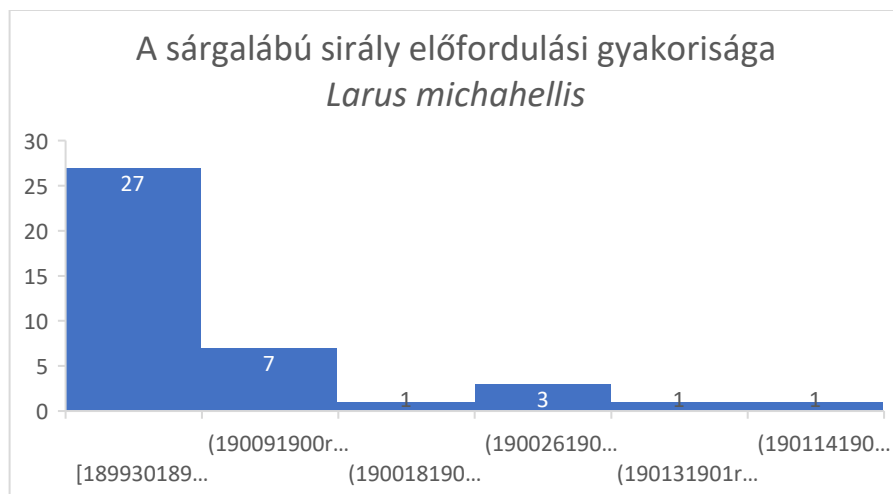
Ezeket a sirályfajokat a 20. század végéig az ezüstsirály alfajainak tekintették. Azonban a legújabb rendszertani vizsgálatok alapján az itt előforduló populációkat legalább két, de újabban már három külön fajhoz sorolják. Azonban a nehéz azonosíthatóság miatt, e fajok korábban egyetlen fajként voltak kezelve a hasonlóságuk miatt (Hadarics, Zalai 2008). A monitoring során mindkét sirályfaj előfordult a területen a vonulási időszakban és mivel azonos a nitrogén, foszfor, szén környezeti tápanyag hozzájárulásuk, ezért a kutatásaim során nem vettem külön csoportba. Mindkettő nagy termetű sirályfaj, amelynél a nemek hasonlóak. A felnőttek feje, mellkasa, hasa és farka fehér, háta szürke, szárnyvégei feketék. A lábak és a masszív csőr sárgák. A fiatalok márványos barna tollzatúak, fokozatosan felnőttkori tollzatot öltenek, azaz négy

korcsoporton keresztül nyeri el a felnőttkori tollazatot. Az első évben a fiatalok tollazata barna, márványozott mintázatú. A következő években fokozatosan változik, a barna színek helyett egyre több szürke és fehér toll jelenik meg, míg végül a negyedik év végére eléri a teljesen fehér és szürke felnőttkori tollazatot, fekete szárnyvégekkel és sárga csőrrel. Testhossza 52-58 cm, szárnyfesztávolsága 120-140 cm, súlya 800-1500 g.



112. ábra: Sztyeppi sirályok (*Larus cachinnans*), (Pallas, 1811). Forrás: Tóth Piroska

Európában széles körben elterjedt, megtalálható Nyugat- és Közép-Európában, a Balti-tengertől északra és Észak-Afrikáig délre. Romániában a tengerparton, nagy tavakon láthatók. Romániában a becsült állomány 900 - 2500 pár. A populáció alakulása egyelőre ismeretlen [235]. Főleg halakat fogyaszt, de opportunista táplálkozású, fogyaszt kisemlősöket, kételtűeket, hüllőket, vízi gerincteleneket és hulladékot is. Fő fenyegetése a fészkelőhelyek elvesztése, különösen a tengerparti turizmus fejlesztése miatt. 10 év monitoring 40 megfigyelése alatt összesen 4541 példányt láthattunk a területen. Legidősebb gyűrűs sárgalábú sirály megkerülés alapján 21 év 2 hónap volt [237].



113. ábra: A sárgalábú sirály előfordulási gyakorisága a Szűnyogszéki területen 2010 és 2020 között a megfigyeléseim alapján

Kanalas réce (*Anas clypeata*, *Spatula clypeata*), (Linnaeus, 1758) Rață lingurar

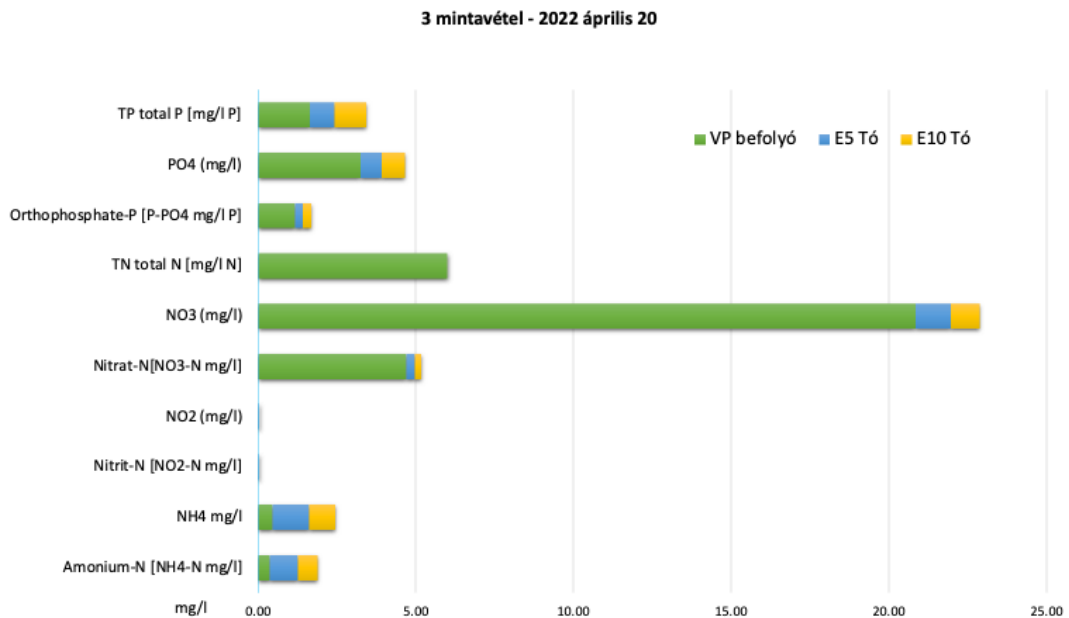
A kanalas réce közepes méretű vízimadár, amely kifejezetten dimorfizmust mutat. A tojó barna, márványos színezetű, míg a hím élénk színű, zöld fejjel, fehér mellkassal, gesztenyebarna oldalakkal, fekete háttal és farokkal. A hím világoskék szárnytükrével, míg a tojó zöld szárnytükrével különböztethető meg. Mindkét nemre jellemző a széles, kanálszerű csőr. Hossza 44-52 cm, szárnyfesztávolsága 73-82 cm, súlya pedig 410-1100 g. A kanalas réce elterjedési területe az északi félteke mérsékelt és boreális övezeteit fedi le. Magyarországon ritka fészkelő. Állománya hosszú távú vonuló. Romániában főként Erdélyben, az Olt folyó mentén és a Bărăgan nedves területein látható. Előfordulási száma nagyobb a nyári időszakban, de kisebb létszámban egész évben megtalálható, azonban jóval kisebb számban, mint a többi réceféle. A világ populációját 6,5-7 millió egyedre becsülik. Az európai populáció 170 000-233 000 pár között mozog. Romániában 300-1800 fészkelő pár található [235]. Európában stabil a populáció, míg globálisan csökkenő tendenciát mutat. A kanalas réce a nedves területek degradációja és a szennyezés miatt veszélyeztetett, valamint egyes helyeken az invazív fajok és az ólomszennyezés is fenyegeti. A legidősebb Hollandiában gyűrűzött madár 31 éves 11 hónapos volt, amikor lelőtték [237].



114. ábra: Kanalas réce (*Anas clypeata*, *Spatula clypeata*), (Linnaeus, 1758).
Forrás: Tóth Piroska

Az általam vizsgált Szűnyogszéki vizes élőhelyen jelentős számban előforduló 12 meghatározó vízimadár faj részletes bemutatása lehetőséget nyújtott arra, hogy jobban megértsük ezen fajok populációinak ökológiai szerepét és vízminőségre gyakorolt hatását. E madarak jelenléte közvetett módon befolyásolja a vízi ökoszisztéma egyensúlyát, a tápanyagkörforgás és a vízi élőhelyek átalakítása révén.

6.2 A Szűnyogszéki tavak vízminőségét befolyásoló szennyező anyagok



115. ábra A Szűnyogszéki tókomplexum vízkémiai paramétereinek változása 2022 április 20-án

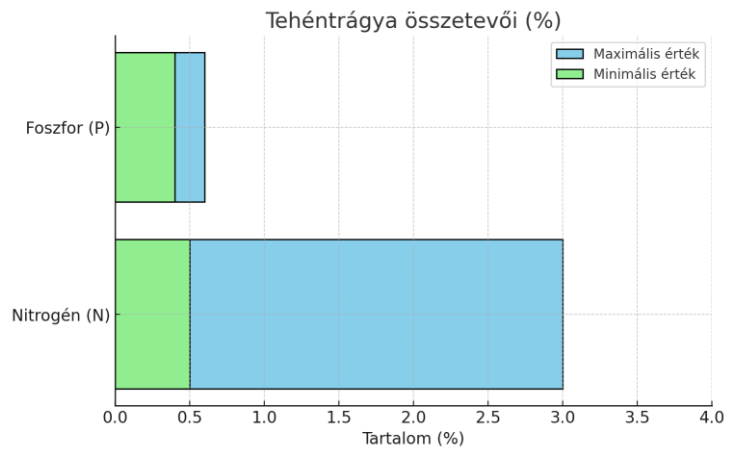
A 115. ábrán látható egy pontforrásból származó szennyezés egy ideiglenes vízfolyásból (VP befolyó), amely az E5-ös tavat is érintette. A terhelés azonban csökkent a tavakban lévő növényzetnek köszönhetően. A szennyező forrás egy szarvasmarha- és birkatelep volt, ahonnan az esőzések révén mosódtak be a szennyező anyagok.

A tehéntrágyában vagy bármely szerves trágyában lévő nitrogén (N) és foszfor (P) mennyisége nagymértékben változhat számos tényezőtől függően, például az állat táplálkozásától, a trágya korától, valamint a tárolás és feldolgozás módjától.

Átlagosan a tehéntrágya az alábbi tápanyagokat tartalmazhatja:

Nitrogén (N): körülbelül 0,5–3%. Ez azt jelenti, hogy 1 kilogramm tehéntrágya 5–30 gramm nitrogént tartalmazhat.

Foszfor (P): megközelítőleg 0,4–0,6%, vagyis 1 kilogramm tehéntrágyában körülbelül 4–6 gramm foszfor található [28].



116. ábra: A szerves tehéntrágya kilogrammonként nitrogén N és foszfor P %

